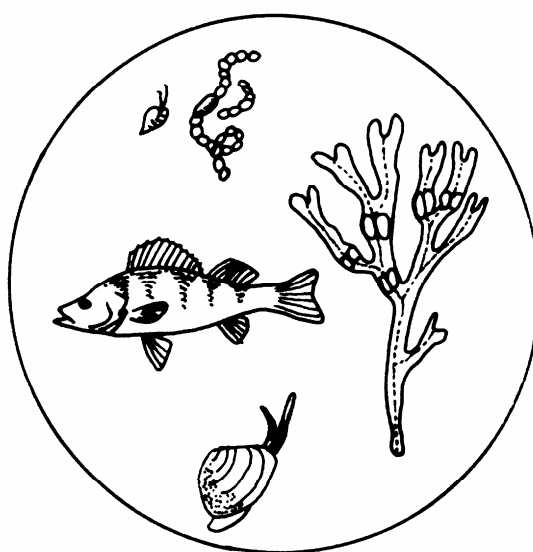


**FORSKNINGSRAPPORTER
FRÅN
HUSÖ BIOLOGISKA STATION**

No 121 (2008)



Stefan Söderström

**Test av klassificeringsmetoder för Ålands kustvatten enligt EU:s ramdirektiv för vatten
Klorofyll-a och mjukbottenvegetation**

*(Testing of classification methods for coastal waters at Åland Islands according to the EU
Water Framework Directive – Chlorophyll-a and soft-bottom vegetation)*

Husö biologiska station
Åbo Akademi

I publikationsserien **Forskningsrapporter från Husö biologiska station** rapporteras forskning utförd i anknytning till Husö biologiska station. Serien utgör en fortsättning på serierna **Husö biologiska station Meddelanden** och **Forskningsrapporter till Ålands landskapsstyrelse**. Utgivare är Husö biologiska station, Åbo Akademi. Författarna svarar själva för innehållet. Förfrågningar angående serien riktas till stationen under adress: Bergövägen 713, AX-22220 Emkarby; telefon: 018-37310; telefax: 018-37244; e-post huso@abo.fi. (Även: Miljö- och marinbiologi, Åbo Akademi, Akademigatan 1, 20500 Åbo).

The series **Forskningsrapporter från Husö biologiska station** contains scientific results and processed data from research activities of Husö biological station, Biology, Åbo Akademi University. The authors have full responsibility for the contents of each issue. The series is a sequel to the publications **Husö biologiska station Meddelanden** and **Forskningsrapporter till Ålands landskapsstyrelse**. Inquiries should be addressed to Husö biological station, Åbo Akademi University. Address: Bergövägen 713, AX-22220 Emkarby, Finland; phone: +358-18-37310; telefax: +358-18-37244; e-mail: huso@abo.fi (Also Åbo Akademi University, Akademigatan 1, FIN-20500 Turku, Finland)

Redaktör:

Åsa Hägg

Editor:

Åbo Akademis tryckeri – Åbo 2008

ISBN: 978-952-12-2039-5

ISSN: 0787-5460

Test av klassificeringsmetoder för Ålands kustvatten enligt EU:s ramdirektiv för vatten – Klorofyll-a och mjukbottenvegetation

[Testing of classification methods for coastal waters at Åland Islands according to the EU Water Framework Directive – Chlorophyll-a and soft-bottom vegetation]

Stefan Söderström

Husö biologiska station, Miljö- och marinbiologi, Åbo Akademi
22220 Emkarby, Åland, Finland

Abstract:

In association to the EU Water Framework Directive (WFD) all coastal areas in member countries must be characterized and classified. This concerns also the Åland Islands. The WFD gives a possibility to describe the Biological Quality Elements with some biological parameters. Two biological parameters (chlorophyll-a and soft-bottom macrophytes) were tested to meet the acquirements of the WDF for classification. The different water quality monitoring programs and a study of the soft-bottom vegetation 2007 in the archipelago of Åland Islands were tested for establishing classification according to class boundaries and reference values made in Finland and Sweden. 27 localities in previously less studied areas were visited, and distribution of soft bottom vegetation was studied for classification of the inner and middle archipelago areas, were this type of sediment is widely distributed. The method tested involved characterization of macrophytes into "ecological stadium groups". Classification based on depth distribution was considered not suitable in the shallow waters of the middle and inner archipelago. The biological parameters tested in this study are suitable for describing the ecological status of coastal waters. However, classification based on soft-bottom macrophytes should be modified to better suite conditions in the archipelago of Åland Islands and there are still areas that are not involved in any monitoring.

Keywords: EU Water Framework Directive, Classification of coastal waters, Chlorophyll-a, Soft bottom, Macrophytes, Angiosperms

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	1
1.1 Ramdirektivet för vatten	1
1.2 Ekologisk status och klassgränser	3
1.2.1 Ekologisk kvalitetskvot (EQR)	3
1.2.2 Klassgränser och interkalibrering	4
1.2.3 Interkalibrering	5
1.3 Klorofyll-a	5
1.3.1 Klassificering av Ålands kustvatten enligt klorofyll-a halt	6
1.4 Makrofyter	6
1.4.1 Klassificering av Ålands kustvatten enligt makrofyter	7
2 MATERIAL OCH METODER	8
2.1 Data.....	8
2.2 Dataanalyser	8
2.3 Indelning av Ålands kustvatten i vattentyper och vattenförekomster	9
2.4 Beräkning av EQR enligt klorofyll-a	11
2.4.1 Framtagande av referensvärden och klassgränser i Finland	11
2.5 Val av lokaler för undersökning av mjukbottenmakrofyter	12
2.6 Dykkartering av makrofyter	14
2.7 Beräkning av EQR och klassificering enligt mjukbottenmakrofyter	14
3 RESULTAT	16
3.1 Klorofyllundersökningen	16
3.1.1 Jämförelse av klorofyll-a halten i de olika skärgårdstypena	16
3.1.2 Analys av klorofyllhalten i vattenförekomsterna	17
3.1.3 Referensvärden och klassgränser	50
3.1.4 Klassificering enligt klorofyll-a	51
3.2 Undersökning av mjukbottenmakrofyter	57
3.2.1 Lokalbeskrivningar	58
3.2.2. Klassificering enligt mjukbottenmakrofyter	67
4 DISKUSSION	70
4.1 Indelningen av vattenförekomster	70

4.2 Metodik för växtplankton	71
4.2.1 Klorofyll-a som mätvariabel	71
4.2.2 Klassificering enligt klorofyll-a.....	72
4.3 Metodik för makrofytundersökningen	72
4.3.1 Valet av lokaler	72
4.3.2 Utförande av makrofytkarteringen.....	73
4.3.3 Klassificering enligt makrofyter	75
4.3.4 Förslag till utveckling av bedömningsgrunderna.....	76
4.4 God status på vattenförekomster senast år 2015	79
4.5 Kravet om noggrannhet i vattendirektivet	79
4.6 Sammanslagning av biologiska parametrar	80
REFERENSER	82

BILAGA I/Appendix I: Medelvärden och medianvärden av klorofyll-a för de år som användes vid bedömning av ekologisk status.

BILAGA II/Appendix II: Lista över arter med svenska namn och deras förkortningar vid de olika lokalerna.

1. Inledning

EU:s vattendirektiv (2000/60/EG) kräver klassificering av den ekologiska statusen på ytvatten enligt en femgradig skala, och utifrån denna kommer åtgärder krävas för att uppnå åtminstone god status före år 2015. Landskapet Åland har en egen lagstiftningsbehörighet på vattenområdet och bör därför klassificera ytvattenförekomster skilt från fasta Finland. Denna undersökning har utförts på uppdrag av Ålands landskapsregering. Projektets mål var att klassificera och ta fram/testa referensvärden för de åländska vattenförekomsterna enligt parametern klorofyll-a, samt att jämföra och testa ifall referensvärden och klassgränser från Sverige och Finland kunde tillämpas på åländska vatten. Dessutom testades metoder för att bedöma den ekologiska statusen med hjälp av parametern mjukbottenvegetation. Klorofylldata som använts i analyserna har tagits från existerande undersökningar och övervakningsprogram i den åländska skärgården mellan åren 1991-2006 (TULKKI 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001; ANON 2002, 2003, 2004, 2005, 2006; Åland runt provtagningen). Rapporten kompletterar delvis den rapport från Husö biologiska station som gjordes 2005 (MÄENSIVU 2006).

1.1 Ramdirektivet för vatten

EU:s vattendirektiv kräver att varje vattenförekomsts "ekologiska status" klassas enligt en femgradig skala (hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig status). Klassificeringen baseras på att man jämför en parameters nutida värde med ett referensvärde. Referensvärdet skall motsvara det värde som ett vatten hade ifall det utsatts för ingen eller endast liten påverkan. Ju mer ett vatten avviker från referenstillståndet, desto sämre är dess status. Opåverkade vatten kan användas som jämförelseobjekt och som referenser för andra vatten. I Östersjön anses det inte förekomma vatten i helt naturligt tillstånd (LAAMANEN *et al.* 2004). För att finna ett värde som skall motsvara ett nästan "ursprungligt" eller opåverkat tillstånd, kan man använda prediktiva modeller från historiska data, regressionsanalyser eller expertbedömning. Hög status innebär att vattnet uppvisar inga eller mycket små tecken på störning av var och en av de biologiska, fysiskalkemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna som man skall använda för att bedöma vattnets status. I direktivet finns definitioner för de olika klasserna (tab. 1).

Tabell 1. Definition av klasserna hög, god och måttlig, enligt vattendirektivet (2000/60/EG).

Table 1. Definition based on the Water framework directive of the classes high, good and moderate (2000/60/EG).

Faktorer	Hög status	God status	Måttlig status
Fytoplankton	<p>Artsammansättning och förekomst av fytoplankton överensstämmer med opåverkade förhållanden.</p> <p>Den genomsnittliga biomassan av fytoplankton stämmer överens med typspecifika fysikalisk-kemiska förhållanden och förändrar inte väsentligt de typspecifika siktdjupsförhållandena.</p> <p>Planktonblomning inträffar med en frekvens och intensitet som stämmer överens med de typspecifika fysikalisk-kemiska förhållandena</p>	<p>Det finns vissa tecken på störningar i artsammansättningen och förekomsten av fytoplankton.</p> <p>Biomassan uppvisar lätta förändringar jämfört med typspecifika förhållanden. Sådana förändringar tyder inte på någon accelererande tillväxt av alger som orsakar oönskade störningar av vattenförekomstens organismbalans eller av vattnets kvalitet.</p> <p>En lätt ökning av frekvensen för och intensiteten av den typspecifika planktonblomningen kan förekomma.</p>	<p>Sammansättningen och förekomsten av planktonarter uppvisar tecken på måttlig störning.</p> <p>Biomassan av alger ligger väsentligt utanför det intervall som råder vid typspecifika förhållanden och är sådan att den kan påverka andra biologiska kvalitetsfaktorer.</p> <p>En måttlig ökning av frekvensen för och intensiteten av planktonblomning kan förekomma. Ihållande blomningar kan inträffa under sommarmånaderna.</p>
Makroalger och gömfröiga växter	<p>Alla arter av makroalger och gömfröiga växter som är känsliga för påverkan och som förknippas med opåverkade förhållanden förekommer.</p> <p>Omfattning av mattan av makroalger och förekomst av gömfröiga växter överensstämmer med opåverkade förhållanden.</p>	<p>De flesta arter av makroalger och gömfröiga växter som är känsliga för påverkan och som förknippas med opåverkade förhållanden förekommer.</p> <p>Omfattningen av mattan av makroalger och förekomsten av gömfröiga växter uppvisar vissa tecken på störning.</p>	<p>Ett måttligt antal av de arter av makroalger och gömfröiga växter som är känsliga för påverkan och som förknippas med opåverkade förhållanden saknas.</p> <p>Mattan av makroalger och förekomsten av gömfröiga växter uppvisar måttliga störningar och kan orsaka en oönskad störning av vattenförekomstens organismbalans.</p>
Bentiska evertetrater	<p>Graden av mångfald och förekomst av bentiska evertetrater ligger inom det intervall som normalt råder vid opåverkade förhållanden.</p> <p>Alla arter som är känsliga för påverkan och förknippas med opåverkade förhållanden förekommer.</p>	<p>Graden av mångfald och förekomsten av evertetrater ligger endast något utanför det intervall som råder vid typspecifika förhållanden.</p> <p>De flesta av de typspecifika samhällenas känsliga arter förekommer.</p>	<p>Graden av mångfald och förekomsten av evertetrater ligger måttligt utanför det intervall som råder vid typspecifika förhållanden.</p> <p>Arter som tyder på förorening förekommer.</p> <p>Många av de typspecifika samhällenas känsliga arter saknas.</p>

Klassificering görs skilt på varje vattenförekomst. Begreppet vattenförekomst är en grundläggande strukturenhet i arbetet med vattendirektivet. Med vattenförekomst avses en avgränsad och betydande förekomst, såsom en sjö, ett vattendrag eller en del därav eller en havsvik/fjärd. En vattenförekomst kännetecknas av att den är homogen vad gäller typ, statusklass och grad av påverkan (2000/60/EG). Vattenförekomst är den minsta vattenenhet som kan hanteras enligt direktivet. Vattenförekomsten är den "underenhet" inom ett avrinningsområde för vilken miljömålen i vattendirektivet skall gälla. Åländska vatten är indelade i 61 vattenförekomster. Referensförhållandena skall vara typspecifika, d.v.s. man skall fastställa referensvärden för varje vattentyp skilt. Ålands kustvatten är, i enlighet med den finländska indelningen, indelat i tre vattentyper: ytter-, mellan- och innerskärgård. Denna indelning baseras på bl.a. bassängordning, exponeringsgrad och topografi.

Vid övervakning av ekologisk status enligt vattendirektivet använder man sig av kvalitetsfaktorer. Faktorerna är sådana som skapar förutsättningar för ekosystemets funktion och utgörs av växtplankton (artsammansättning, mängd och biomassa), makrofyter och bottenfauna.

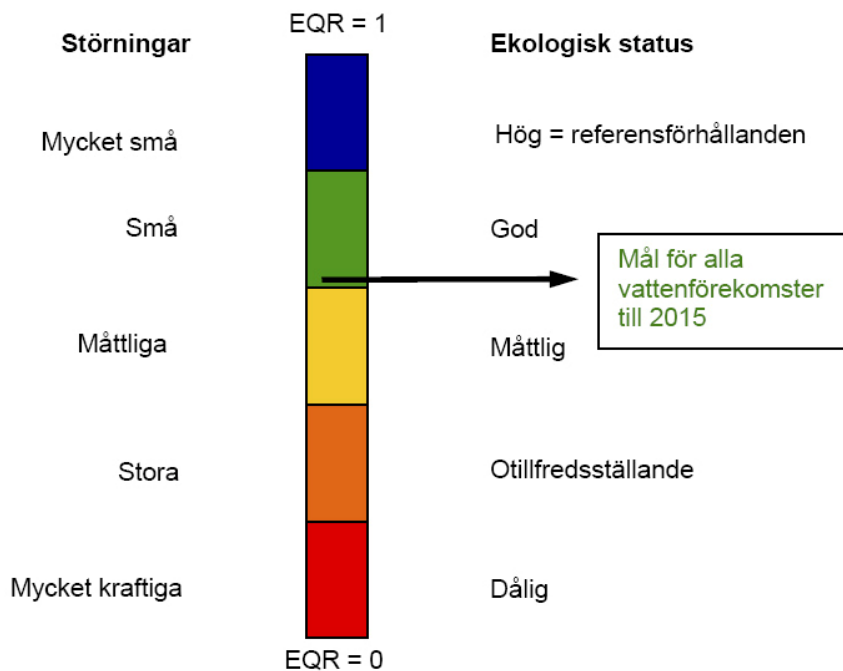
1.2 Ekologisk status och klassgränser

Ett mål med vattendirektivet är att alla medlemsländer skall försöka uppnå minst "god ekologisk status" i alla ytvattenförekomster senast år 2015 (2000/60/EG). Inga förekomster får heller försämrats jämfört med dagens status. Varje vattenförekomst skall klassificeras enligt en femgradig skala med egna färgkoder: hög (blå), god (grön), måttlig (gul), otillfredsställande (orange) och dålig (röd) (fig. 1). I direktivets bilaga V ges en kvalitativ beskrivning av vad klasserna hög, god och måttlig ekologisk status innebär för de olika kvalitetsfaktorerna (tab. 1).

1.2.1 Ekologisk kvalitetskvot (EQR)

För att fastställa ekologisk status samlas biologiska mätdata in. Dessa jämförs sedan med fastställda referensvärden och ett **EQR-värde**, som ger en klasstillhörighet, fås fram. Ett områdes ekologiska status bedöms utifrån en ekologisk kvalitetskvot (EQR, Ecological Quality Ratio), som är kvoten mellan observerade värden och referensvärden. Det är en skala mellan 1 och 0 där 1 = referensnivå och 0 = dålig status (fig. 1). Man räknar specifika EQR-värden för respektive vattentyp och kvalitetsfaktor. Meningen är att man använder sig av principen "one out – all out" och klassificerar en vattenförekomst enligt den biologiska parameter som ger det sämsta resultatet (2000/60/EG).

Bedömningar av ekologisk status skall helst göras på underlag för flera år (medelvärde, median eller liknande) för att betydelsen av enstaka år skall minska. Trots detta är det viktigt att man vid utvärderingen inte bara undersöker slutresultatet, utan även resultat för de enskilda åren (NATURVÅRDSVERKET 2003). Detta görs för att säkerställa att inga extrema händelser skall påverka bedömningen på ett oönskat sätt.



Figur 1. Definition av de ekologiska klasserna och deras färg (2000/60/EG).
 Figure 1. Definition of the different classes and their color (2000/60/EG).

1.2.2 Klassgränser och interkalibrering

Fastställande av gränserna för de olika klasserna kan ske genom att studera den statistiska fördelningen av data vid en vattenförekomst. I detta fall bör det finnas tillräcklig mängd data. Vid tillräcklig datatillgång från potentiella referensstationer eller historiska undersökningar, kan en lämplig statistisk storhet (t.ex. 10:e percentilen) bland de erhållna EQR-värdena representera gränsen mellan hög och god ekologisk status. När referensstationer eller historiska data inte finns kan expertutlåtande användas. Gränserna jämförs sedan med de ekologiska kvalitetskriterier som ges av vattendirektivets definitioner (2000/60/EG). När inte heller experter kan sätta klassgränserna, kan statistiska fördelningsprinciper vara en sista utväg.

Det bör noteras, att när medlemsstaterna sätter egna klassgränser, måste samordning ske via en interkalibreringsövning (ANON 2006) till en gemensam skala av EQR värden så att jämförelser blir möjliga inom Europa.

1.2.3 Interkalibrering

I fråga om genomförandet av vattendirektivet betyder interkalibrering att man skall ha ett system för att kontrollera att alla länder avser samma sak när man kommunicerar om vad som skall gälla som kriterier för miljömålet "god status". Varje land skall identifiera stationer där man anser att vattnet ligger på gränsen mellan att ha hög eller god status, samt på gränsen mellan att ha god eller måttlig status. Syftet är alltså att möjliggöra jämförelser länderna emellan. Finland och Åland bör interkalibrera sina klassgränser med Sverige. Mellan Finland och Sverige finns tre huvudtyper av vatten som skall interkalibreras. Dessa är Bottenvikens kustvatten (CW B0), Bottenhavets kustvatten (CW B2) samt södra Bottenhavets och skärgårdshavets vatten (CW B3). Det har varit möjligt att komma fram till gemensamma gränser för klorofyll-*a* halt vid Bottenviken (CW B0) och Bottenhavet (CW B2), medan det inte är möjligt att ha samma gränsvärden i Finland och Sverige vid CW B3 p.g.a. de respektive kustområdena har så olika karaktär och referenssituation (ANON 2006).

1.3 Klorofyll-*a*

Växtplankton är lämpliga att använda som indikator för förändringar i vattenkvalitet eftersom de snabbt reagerar på förändrade näringsförhållanden i vattnet (LARSSON *et al.* 2006). Förändringar i växtplanktonsamhället kan vara en primär orsak till störningar i andra biotoper. Mängden växtplankton (samt klorofyll-*a*) i vattnet påverkar bl.a. siktdjupet, vilket i sin tur påverkar växtsamhällets djuputbredning. Vid ökad planktonförekomst ökar sedimentering och detta kan leda till försämrade syreförhållanden på botten. Förekomster av giftiga algblomningar har även en stor betydelse för vattenkvaliteten.

Vattendirektivet definierar som en biologisk faktor sammansättning, förekomst och biomassa hos växtplankton. Klorofyll-*a* omnämns inte i ramdirektivet för vatten, men anses ändå vara ett alternativ som beskriver den biologiska parametern växtplanktons biomassa. Det är relativt snabbt, enkelt och kostnadseffektivt att använda klorofyll-*a* som mått på växtplanktonbiomassan. (VUORI *et al.* 2006) Dessutom finns redan stora mängder klorofylldata tillgängligt i långa tidsserier från Östersjön (t.ex. LAAMANEN *et al.* 2004). Eftersom klorofyllvärdet varierar kraftigt bör man använda ett medelvärde av tillväxtsåongen. Man bör helst använda värden från juli och augusti eftersom variationen är mindre då än i juni (LARSSON *et al.* 2006; VUORI *et al.* 2006).

För att räkna ut referensvärden för klorofyll-*a* har man använt olika metoder i Finland och Sverige. Det finska systemet baseras på klorofylllets empiriska förhållande till siktdjupsdata. I Sverige har man använt liknande metoder, men kompenserar för kvävehalten i vatten från avrinningslokaler. En orsak till att man i

Finland använt siktdjup är att det finns data som sträcker sig långt tillbaka i tiden (ända från 1914; VUORI *et al.* 2006).

1.3.1 Klassificering av Ålands kustvatten enligt klorofyll-a halt

Åland har haft en rätt omfattande monitoring av klorofyll-a och det har gjorts flera klassificeringsförslag sedan vattendirektivet tillkom.(t.ex. APPELGREN & MATTILA 2002). Referensvärden har i dessa undersökningar oftast uträknats statistiskt enligt dagens klorofyll-a halter. Referensvärdet, enligt direktivet, skall vara det klorofyllvärde som kunde förekomma i ett av mänsklig verksamhet opåverkat vatten. Sådana vatten finns inte längre i Östersjön. Det är först nu som man i Finland har räknat ut referensvärden enligt empiriska förhållanden mellan siktdjupsdata från början av 1900-talet och klorofyll-a värden (VUORI *et al.* 2006). På detta sätt kan man få fram ett estimat över vad det ungefärliga klorofyll-a värdet var för ca 100 år sedan. Ifall våra kustvatten ens då var helt opåverkade kan säkert diskuteras, men största förändringen i vattenkvalitet har trots allt skett under de senaste 50 åren. I denna undersökning görs en klassificering av Ålands kustvatten enligt de nya referensvärden som tagits fram av Finlands miljöcentral, och som borde motsvara klorofyll-a halten vid början av 1900-talet (KAUPPILA 2007).

1.4 Makrofyter

Makrofyter anses ha mycket högt värde för statusbedömning i kustmiljöer (VUORI *et al.* 2006). Den fastsittande makrovegetationen har avgörande betydelse för littorala samhällen, särskilt som uppväxt- och födodområde för fisk. I valet av bästa kvalitetselement för bedömning av status har makrovegetationen egenskaper som gör den särskilt lämpad. I motsats till växtplankton är den fastsittande, vilket underlättar exponeringsanalys. Den är därför också lämplig för undersökning av långtidsförändringar (KAUSKY *et al.* 1986). Responstiden ligger mellan den för växtplankton och den för mjukbottenfauna. De bedömningsgrunder som nu föreslås har dock stora begränsningar. Stränga kriterier sätts för t.ex. bottensubstrat. Detta leder till, att bedömningsgrunder i stort sett saknas för inner- och mellanskärgården i Östersjön, där botten i huvudsak består av mjukbotten, främst lera. Vissa försök har gjorts för att utveckla bedömningsgrunder för vegetation på grunda mjukbottenar (KAUTSKY & ANDERSSON 2005; SELIG *et al.* 2007). För djupare mjukbottenar saknas bedömningsgrunder helt. I denna rapport testas och evalueras ifall metoden för grunda vegetationsbottenar kan användas för mjukbottentyper som är mera exponerade. Kautsky (2005) har testat en metod för att bedöma kvalitet i grunda havsvikar. Dessa vikar har ofta en tät vegetation och är mer eller mindre isolerade från havet, i motsats till de lokaler som undersöktes för denna

rapport. Kautskys metod baseras på ett förhållande mellan arter som är perenna och/eller känsliga för förändringar i miljön (Ekologisk stadium grupp I – arter) och sådana arter som anpassar sig lätt till förändringar (Ekologisk stadium grupp II – arter).

1.4.1 Klassificering av Ålands kustvatten enligt makrofyter.

Mäensivu (2005) gjorde ett försök att klassificera Ålands kustvatten i första hand enligt makrofyter på hårdbottnar. Denna klassificering gjordes på basen blåstångens (*Fucus vesiculosus*), samt några andra makroalgers djuputbredning. Både i Sverige och i Finland används denna metod för klassificering. I Finland används endast blåstångens djuputbredning vid bedömning (VUORI *et al.* 2006). För att kunna bedöma ett vatten enligt de föreskrifter som finns i bedömningsgrunderna, bör hårdbotten vara det dominerande substratet. Hårdbotten bör även sträcka sig till ett djup på minst 8 meter. I annat fall kan det vara substratet och inte ljuset som begränsar djuputbredningen. Existerande och gällande bedömningsgrunder tar inte upp ett enhetligt system för att bedöma vattenkvaliteten enligt mjukbottenvegetation. Detta är en allvarlig brist eftersom största delen av botten kring Åland består av just mjukbotten. Ett problem med bedömning enligt makrofyter i Ålands kustvatten är att det inte finns några undersökningar från en tid då våra vatten inte var så kraftigt påverkade, d.v.s. att referensvärden saknas. Denna gräns bör tills vidare sättas enligt expertbedömning. Det är viktigt att vi samlar in så mycket information om vegetationen att vi kan börja se och förstå de förändringar som sker. Ett annat problem vid vegetationsundersökningar är metodiken. Äldre existerande undersökningar är ofta gjorda med lutherräfsa eller liknande metoder. Med dykning får man fram mera pålitliga resultat och undersökningar gjorda med de olika metoderna är inte direkt jämförbara.

2 Material och metoder

2.1 Data

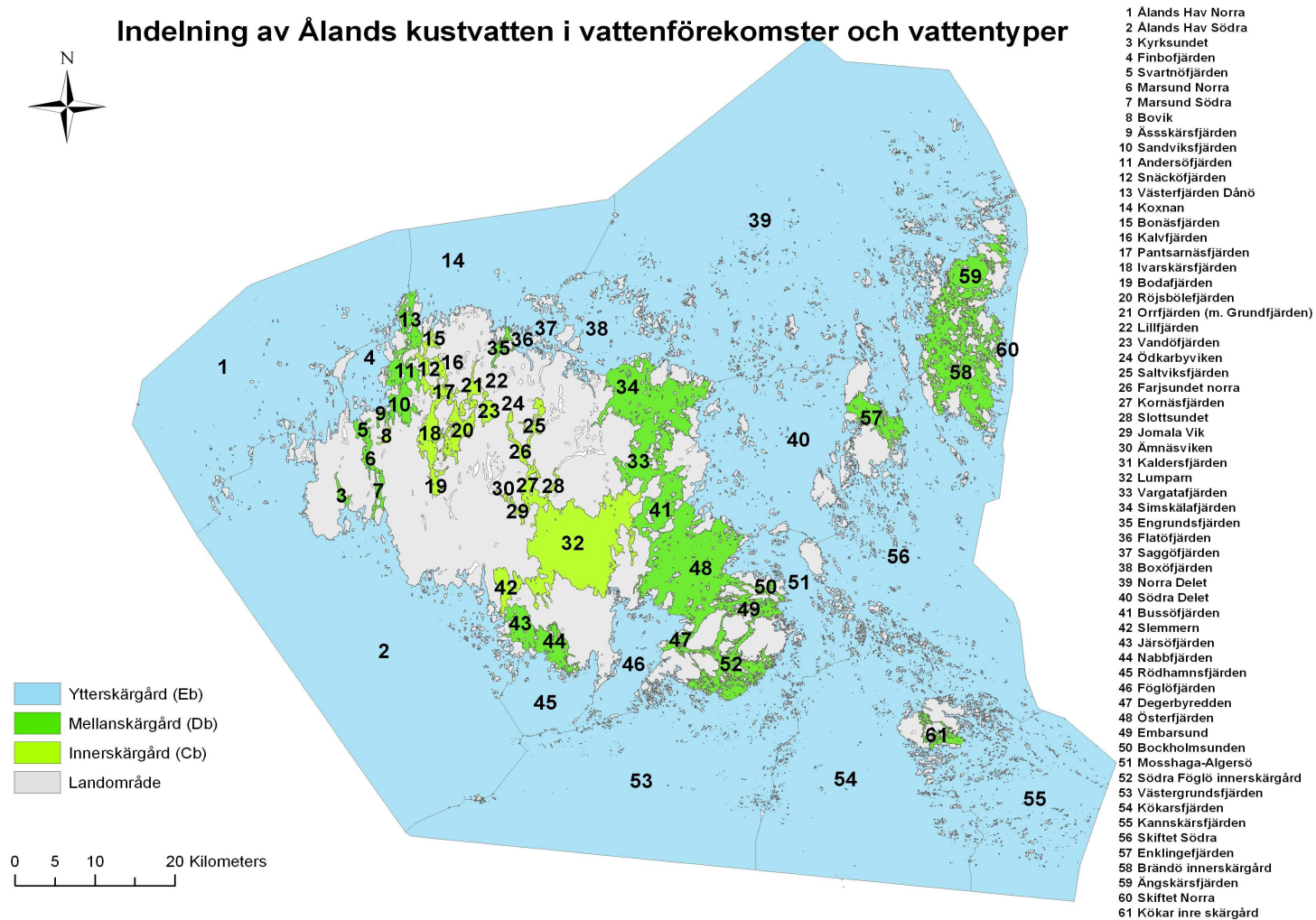
Som underlag för tillståndsklassificering av vattenkvaliteten enligt parametern klorofyll-*a* har använts data från existerande kontinuerliga undersökningar. Ålands miljölaboratorium har sedan 1998 årligen undersökt mellan 50 och 90 stationer runt Åland (<http://www.regeringen.ax/html/dir/hemsidauppdateringar2005/>). Den s.k. Åland runt - ytkarteringen görs i tre omgångar i juli och augusti och koordineras så att en liknande ytkartering görs av sydvästra Finlands miljöcentral i Skärgårdshavet under samma tid, så att resultaten blir jämförbara. Fiskodlingarnas miljökontrollprogram har pågått sedan 1993 och inbegriper två provtagningsomgångar mellan juli och augusti (TULKKI 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001; ANON 2002, 2003, 2004, 2005 och 2006). Prover tas från ca 60 stationer. Provtagningar görs både i närheten av fiskodlingar och vid referensstationer. I denna undersökning har data från 1996 och framåt tagits med i analyserna. Data användes från både referensstationerna och recipienterna. Programmet reviderades år 2002 så att endast hälften av stationerna undersöks årligen (ANON 2002). Husö biologiska station tar regelbundet hydrografiprover från tre lokaler i nordvästra Ålands skärgård. Endast data från prov tagna under tillväxtsången (1 juli - 7 september) har tagits med i analyser, enligt överenskommelse med Finlands miljöcentral (Pirkko Kauppila, muntligt medd.). September har tagits med för att man tidigare tagit en hel del prov som ger värdefull information under denna tidsperiod. Dessutom kan man då inkludera klorofylldata från så många vattenförekomster som möjligt och få en mindre variation kring medelvärdet vid varje vattenförekomst. Vid Åland runt-provtagningen och Husö biologiska stations provtagningar tas hydrografiprover från 1 meters djup, medan man i fiskodlingarnas miljökontrollprogram tar sammelprov (ca 2 ggr siktdjupet).

2.2 Dataanalyser

SPSS v.13 har använts för statistiska analyser och ArcGis 9.2 har använts för grafisk framställning av kartor och arbete med koordinater. Koordinatbaserade data över klorofyll-*a* provtagningar har använts för att gruppera de provtagningspunkter som hör till respektive vattenförekomst. I kartan över de slutliga klasstillhörigheterna har de färgkoder som fastställts i vattendirektivet använts (fig. 1). Analys av långtidstrender för klorofyllhalt inom varje vattenförekomst testades med hjälp av spridningsdiagram och regressionskoefficient. För analys av mellanårsvariation av klorofyllhalten i de olika vattenförekomsterna användes ANOVA ifall homogenitetsvillkoren uppfylldes. I andra fall användes Kruskal-Wallis-metoden för ickeparametrisk variansanalys. För analyser av klorofyllhalt under år 2006 har samma statistiska analyser använts för att upptäcka eventuell variation i tid och rum.

2.3 Indelning av Ålands kustvatten i vattentyper och vattenförekomster

Indelningen av Ålands kustvatten i vattentyper och ytvattenförekomster har gjorts av miljöbyrån vid Ålands landskapsregering. Den senaste uppdateringen är gjord i maj 2007 och omfattar numera även sådana områden i ytterskärgården, som är så skyddade att de kan anses höra till mellanskärgården (fig. 2). Av 61 vattenförekomster hör 21 till innerskärgården, 23 till mellanskärgården och 17 till ytterskärgården. Denna indelning är inte slutgiltig, utan en dynamisk process. Dels har flera vattenförekomster slagits ihop och dels har några delats upp i flera jämfört med i rapporten från 2005 (MÄENSIVU 2006). Numreringen reviderades samtidigt totalt så att den skulle följa en mera logisk ordning. Dessutom flyttades de yttersta vattenförekomsternas gränser ända ut till territorialgränsen. Indelningen i kustvattentyper följer i stort det finländska upplägget med indelning i huvudtyperna innerskärgård (C), mellanskärgård (D) och ytterskärgård (E). För Ålands kustvatten används beteckningarna Cb, Db respektive Eb, där "b" står för att området hör till Ålands kustvatten (VUORI *et al.* 2006). Vattenförekomsterna är indelade så att en vattenförekomst kan tillhöra endast en vattentyp. Indelning i vattenförekomster har gjorts på basen av bassängordning, topografi samt exponeringsgrad (fig. 2).



Figur 2. Karta över indelningen av Ålands kustvatten i vattentyper (Cb, Db och Eb) och vattenförekomster (1-61).

Figure 2. Map over characterization and division into water types (Cb, Db och Eb) and water bodies (1-61).

2.4 Beräkning av EQR enligt klorofyll-a

Uträkning av EQR har gjorts skilt för varje vattenförekomst. För att minimera variationen från år till år har uträkningen gjorts på medianen av årsmedianerna från provtagningar år 2000-2006. En uträkning och test av bedömning med medelvärden av årsmedelvärden har även gjorts på basen av samma års intervall. Status på Ålands vattenförekomster bestämdes på dessa värden (bil. 1). Ekologisk status har i huvudsak räknats ut enligt referensvärden och klassgränser som FMC (Finlands miljöcentral) har tagit fram för finländska vattenförekomster i den sydvästra skärgården (Lou). Eftersom norra Ålands vatten främst påverkas av Bottenhavet har även referensvärden och klassgränser för dessa områden (enligt FMC) testats för vattenförekomsterna på norra Åland. De system som används för klassificering vid Sveriges ostkust (LARSSON *et al.* 2006; KAUTSKY *et al.* 2007) har inte i denna undersökning testats för de åländska vattenförekomsterna. Sveriges ostkust påverkas i mycket högre grad av vattenströmmar från Bottenviken och Bottenhavet och har därför naturligt lägre koncentrationer av klorofyll-a. Dessutom är de svenska referensvärdena och klassgränserna uträknade med beaktande av näringsinnehållet i avrinningsområden i anslutning till vattenförekomsterna. På Åland finns ingen större avrinning i form av t.ex. floder eller åar.

2.4.1 Framtagande av referensvärden och klassgränser i Finland

I Finland är arbetet med klassificering fortfarande under arbete. Föreslagna referensvärden och klassgränser har tagits fram och reviderats senast i maj 2007 (KAUPPILA 2007). Eftersom det inte finns referensområden med opåverkat vatten i Finland har referensvärden tagits fram genom att studera siktdjupsdata från norra Östersjön från början av 1900-talet (LAAMANEN *et al.* 2004). Med dessa siktdjupsdata har man sedan genom regressionsanalyser studerat förhållandet mellan siktdjup och klorofyll-a halter enligt nutida mätningar (KAUPPILA 2007; VUORI *et al.* 2006). Noggrannheten i referensvärdet varierade beroende på vilket område man undersökte. De mest noggranna värdena fick man i Finska viken, eftersom det fanns flest undersökningar från det området (ANON 2006).

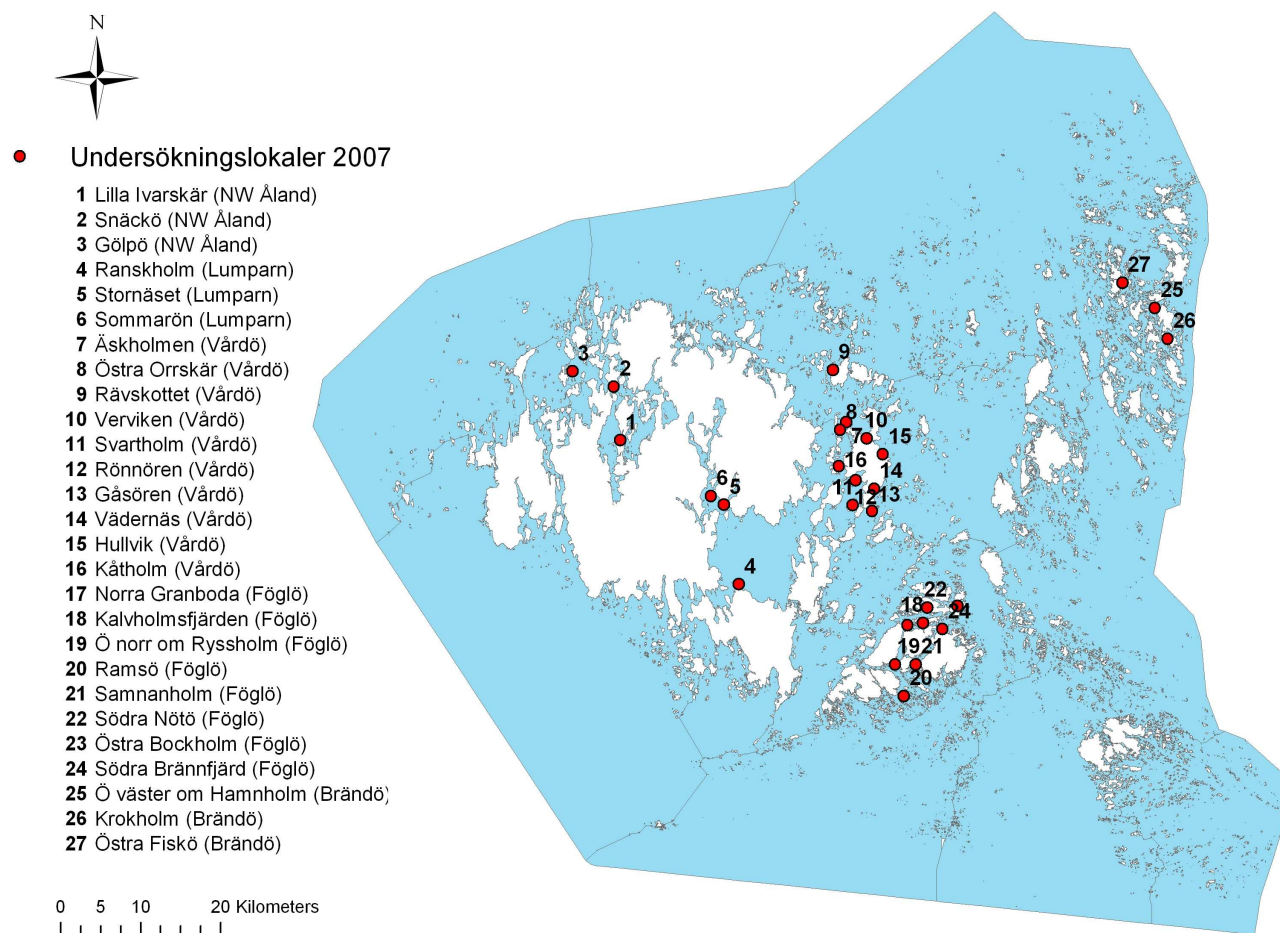
Klassgränsen mellan hög och god framtoogs genom att räkna 20 % avvikelse från medelreferensvärdets konfidensintervall för respektive område. Gränsen mellan god och hög räknades ut genom att räkna 80 % avvikelse. Gränsen mellan måttlig och otillfredsställande bestämdes genom att multiplicera referensvärdet med fem och gränsen mellan otillfredsställande och dålig bestämdes på motsvarande sätt genom att multiplicera referensvärdet med tio (KAUPPILA 2007).

Finländska referensvärden och klassgränserna hög/god och god/måttlig har interkalibrerats med svenska värden enligt Baltic GIG (ANON 2006). I typområde CW B3 enligt Baltic GIG (bl.a. Bottenvikens södra del,

Skärgårdshavet och Stockholms skärgård), gick det inte att interkalibrera klassgränserna och referensvärdena mellan Finland och Sverige (ANON 2006). Ålands vattenområden berörs av detta typområde i sin helhet. Stockholms skärgård har andra naturliga klorofyllhalter än motsvarande områden på den finländska sidan.

2.5 Val av lokaler för undersökning av mjukbottenmakrofyter

Sammanlagt 27 lokaler besöktes i augusti 2007 (fig. 3). Vid valet av undersökningslokaler var det huvudsakliga kriteriet att bottensubstratet till största delen var mjukt. Till mjukbotten räknades i denna undersökning sand, silt och lera. För undersökningen av mjukbottenmakrofyter valdes sådana områden där vegetationsundersökningar gjorts tidigare (SCHEININ & SÖDERSTRÖM 2005; MÄENSIVU 2006). Dessa var nordvästra Åland, Lumparn, Föglö, Vårdö och Brändö. Eftersom de tidigare undersökningarna inte hade mjukbotten som preferens, valdes lokaler med huvudsakligen mjukt bottensubstrat och i mån av möjlighet i nära anslutning till tidigare undersökta lokaler. Vid området i nordvästra Ålands skärgård och Lumparn återbesöktes exakt de lokaler som undersöktes år 2004 av Scheinin och Söderström (2005). Vid de övriga områdena valdes nya lokaler. Lokalerna valdes enligt kartmaterial och på basen av djupmätningar och bedömning på plats. Om möjligt valdes en lokal med så stor andel mjukbotten som möjligt och med ett sådant djup att djuputbredningsgränsen för makrofyter kunde observeras, med preferens för bottentypen.



Figur 3. Undersökningslokaler för mjukbottenvegetation år 2007.

Figure 3. Localities for study of soft-bottom macrophytes year 2007.

2.6 Dykkartering av makrofyter

Karteringen utfördes längs en 50 m lång lina som gick längs botten. Positionen bestämdes med GPS, både vid transektens början och slut och riktningen bestämdes enligt kompassriktning. Karteringslinan lades ut vinkelrätt mot strandens linje. Vid karteringen användes samma metod som i Scheinin & Söderström (2005), vilken är en modifierad version av Finlands miljöcentrals riktlinjer för kartering av hårbottenvegetation (BÄCK *et al.* 2000). Karteringen utfördes av två dykare där den ena noterade djupet och bottensubstratet vid varje meter längs en markerad transektlina. Den andra dykaren karterade vegetationen i slumpvist utvalda rutor (0,5 x 0,5 m) både kvalitativt och kvantitativt. En liten karteringsram (0,5 x 0,5m) användes i stället för en större (1 m x 1m), p.g.a. att den större ramen orsakade resuspendering av partiklar och förstörde sikten totalt. Vid lokaler med mycket detritus och fina partiklar användes ingen ram. Detta för att undvika att ramen skulle sjunka ner i sedimentet och tappas bort. I dessa fall användes skrivskivans längd (ca 40 cm) som referens för att uppskatta den ruta som karterades. De olika arternas täckningsgrad samt medellängd av trådalger noterades. Transekten delades in i djupintervaller (0-1 m, 1-2 m, 2-4 m, o.s.v.). Inom varje intervall karterades 1-4 rutor beroende på sluttningen och rutan lades på slumpmässigt utvalda avstånd från stranden. Djupet bestämdes de första två metrarna med djupsticka och därefter med dykkonsolens djupmätare (10 cm noggrannhet). Ifall artbestämning inte kunde göras i fält togs prover med till laboratorium för identifiering i mikroskop. Endast fastsittande arter och sådana arter som naturligt växer lösliggande (t.ex. östersjösallad och krulltrassel) bestämdes till artnivå. Artbestämningen skedde enligt Tolstoy & Österlund (2003) och Mossberg (1992). Namnlista med arter och förkortningar finns i bilaga 2. Ifall det förekom bältesbildande makrofyter (främst blåstång) noterades deras djuputbredning. I samband med kartering av bottensubstratet noterades även mängden drivande alger och mängden detritus på en skala mellan 0 och 3, där 3 är mest. I mån av möjlighet noterades även arternas djuputbredningsgräns. Detta innebar vid vissa lokaler att karteringen fortsatte långt efter transektens slut.

2.7 Beräkning av EQR och klassificering enligt mjukbottenmakrofyter

Det konstaterades i ett tidigt skede att djuputbredning inte kunde användas för klassificering i mjukbottenvegetationssamhällen. Dels var det omöjligt att hitta tillräckligt många lokaler vars djup skulle vara större än vegetationens djuputbredning och dels förekom det inte arter som enligt gällande bedömningsgrunder används för klassificering. För att få med mjukbotten i alla djupintervall valdes i fall möjligt lokaler där transekten började med mjukbotten. Lokaler som började med klippa visade sig ofta vara brant sluttande de första metrarna (ibland fram till 20 m från stranden). Därför kunde mjukbottenvegetation inom de första djupintervallerna inte existera.

De undersökningslokaler som karterades i den här undersökningen var belägna främst i mellanskärgården. Den vegetationstyp som ligger i fokus finns i stor utsträckning även i innerskärgården, varför det ansågs viktigt att kunna använda metoderna även där. I innerskärgården är det om möjligt ännu svårare att hitta djupa lokaler. Av denna orsak valdes att i stället för arternas djuputbredning ta vegetationssamhällets artsammansättning i beaktande vid klassificeringen. En metod som använts av Kautsky & Andersson (2005) är att dela in växterna i ekologiskt stadium grupper (ESG I och ESG II). Enligt Kautsky & Andersson (2005) delas makrofyterna in enligt deras egenskaper (respons till näringsgrad m.m.). ESG I består av "positiva" arter som är långlivade och vanligare i miljöer med lägre närsaltsbelastning (t.ex. kransalger). ESG II består av arter som gynnas av ökad närsaltsbelastning, t.ex. kortlivade annuella alger som grönslick. Vissa av arterna tillhör ESG I om täckningsgraden är under 15 procent, medan de vid högre täckningsgrad tillhör ESG II (t.ex. ålnate och borstnate). Arternas medeltäckningsgrad längs transekterna räknades ut och en ekologisk kvalitetskvot räknades enligt formeln:

$$EQR = \frac{\sum ESG I}{\sum (ESG I + ESG II)}$$

Ekologisk status klassgränserna och indelning i ESG I och II arter (tab. 2) följer Kautsky & Andersson (2005).

Tabell 2. Ekologisk status klassgränserna för mjukbottenvegetation (Kautsky & Andersson 2005).

Table 2. Class boundaries for the ecological classes (Kautsky & Andersson 2005)

EQR värde	Ekologisk status klass
1,00 – 0,75	Hög status/referens förhållanden
0,74 – 0,50	God status
0,49 – 0,25	Måttlig status
0,24 – 0,10	Otillfredsställande status
0,09 – 0,00	Dålig status

Om flera transekter fanns inom samma vattenförekomst, användes ett medelvärde av transekternas EQR-värden vid statusbedömningen. Enligt Kautsky & Andersson (2005) är denna metod lämplig att användas vid lokaler vilkas djup är mindre än 6 m, vilket var fallet vid de flesta av de åländska lokalerna i denna undersökning (se bil. 2).

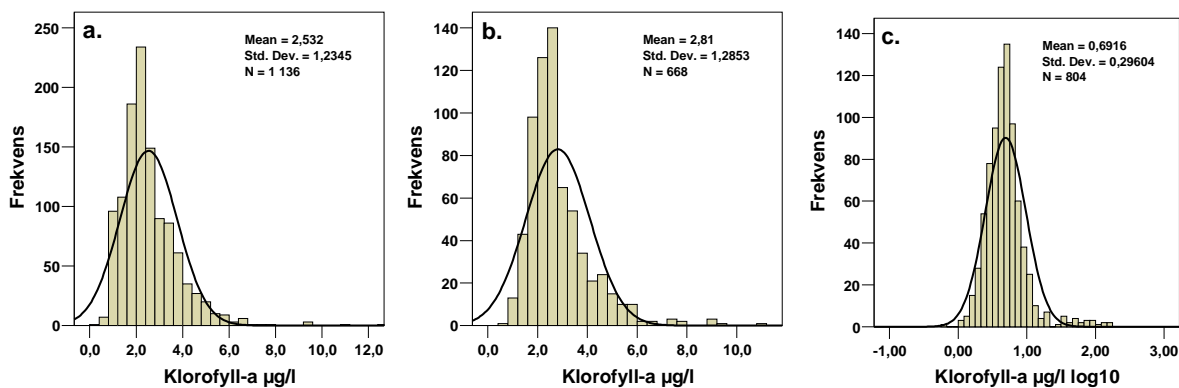
Vid klassificeringen användes data som samlades in vid 27 lokaler i augusti 2007. Sex av lokalerna i denna undersökning besöktes av Scheinin & Söderström (2005) år 2004 och en jämförelse med deras resultat gjordes.

3 Resultat

3.1 Klorofyllundersökningen

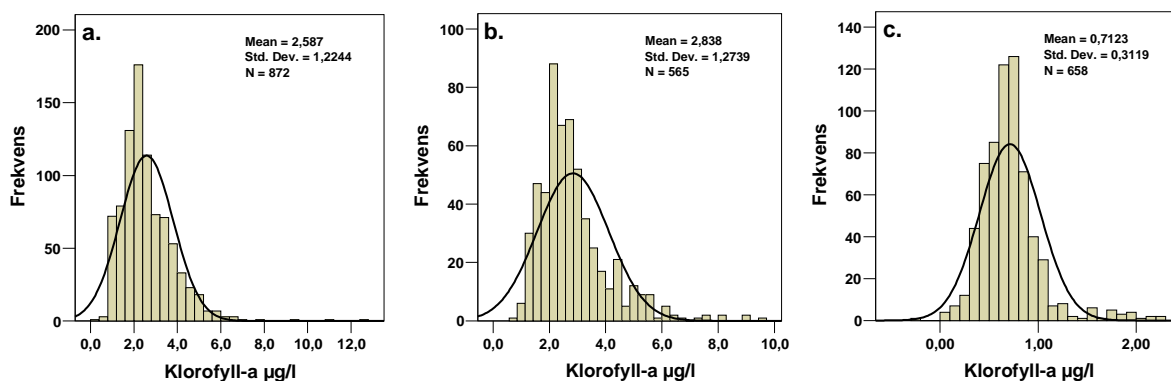
3.1.1 Jämförelse av klorofyll-a halten i de olika skärgårdstyperna

Klorofyll-a halten skiljde sig signifikant mellan vattentyperna för åren 1996 till 2006 ($df=2$, $\chi^2 = 795,269$, $p<0,05$, Kruskal-Wallis). Skillnaden fanns mellan innerskärgård och de övriga vattentyperna (Post Hoc, Bonferroni, $p<0,05$), men inte mellan mellan- och ytterskärgård (fig. 4). Klorofyll-a halten skiljde sig även signifikant mellan vattentyperna för åren 2000 till 2006 ($df=2$, $\chi^2 = 647,915$, $p<0,05$, Kruskal-Wallis). Mellan dessa år var det också innerskärgård som skiljde sig från de två övriga (Post Hoc, Bonferroni, $p<0,05$?). Skillnaden i klorofyll-a halt mellan ytter- och mellanskärgård var inte signifikant (fig. 5). Både åren 1996-2006 och 2000-2006 var klorofyll-a halten lägst i ytterskärgården (fig. 4a och 5a). Variationen i klorofyll-a halt var stor i innerskärgården, varför en logaritmisk skala användes (fig. 4c och 5c). Både i ytter- och innerskärgården var klorofyllhalten något lägre åren 2000-2006 jämfört med åren 1996-2006 (fig. 4 och 5).



Figur 4. Frekvens och normalfördelning i klorofyll-a halten i olika skärgårdstyper a) ytter, b) mellan och c) inner (observera logaritmisk skala) under åren 1996-2006

Figure 4. Frequency and normal distribution of chlorophyll-a in the different archipelago types a) outer b) middle c) inner (observe logarithmic scale) during years 1996-2006).



Figur 5. Frekvens och normalfördelning i klorofyll-a halten i olika skärgårdstyper a) yttre, b) mellan och c) inner (observera logaritmisk skala) under åren 2000-2006.

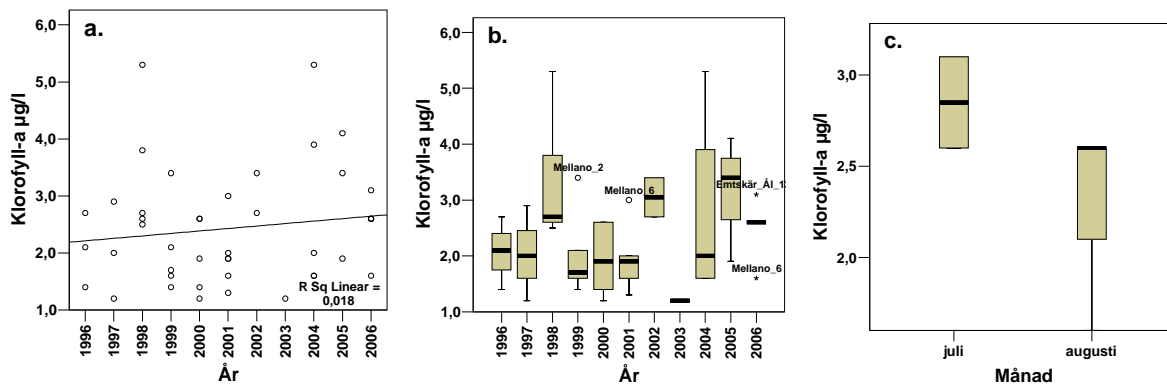
Figure 5. Frequency and normal distribution of chlorophyll-a in the different archipelago types a) outer b) middle c) inner (observe logarithmic scale) during year 2000-2006.

3.1.2 Analys av klorofyllhalten i vattenförekomsterna

Det gick att bedöma status på totalt 51 av 61 vattenförekomster för åren 2000 till 2006. I de övriga vattenförekomsterna saknades provtagningar helt eller så var de för få. Följande tio vattenförekomster kunde inte klassificeras enligt klorofyllhalt: 3 Södra kyrksundet, 9 Ässkärsfjärden, 26 Färjsundet norra, 35 Engrunds-fjärden, 36 Flatöfjärden, 44 Nabbfjärden, 50 Bockholmssunden, 55 Kannskärsfjärden, 59 Ängskärsfjärden och 61 Kökar inre skärgård. I vissa vattenförekomster finns så få mätningar att resultatet inte kan anses statistiskt pålitligt. Detta gäller speciellt vattenförekomst 8, där endast 2 mätningar förekommer (åren 2003 och 2004) (se bil. 1).

Vattenförekomst 1, Ålands hav norra

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren. År 1998 hade dock något högre värden (fig. 6). Vissa lokaler som ingår i fiskodlingskontrollprogrammet har högre värden än vid övriga provtagningsprogram vissa år (fig. 6). År 2006 varierade klorofyllhalten inte signifikant mellan provtagnings-tid eller provtagningspunkt, vilket berodde på få provtagningar (fig. 6c).

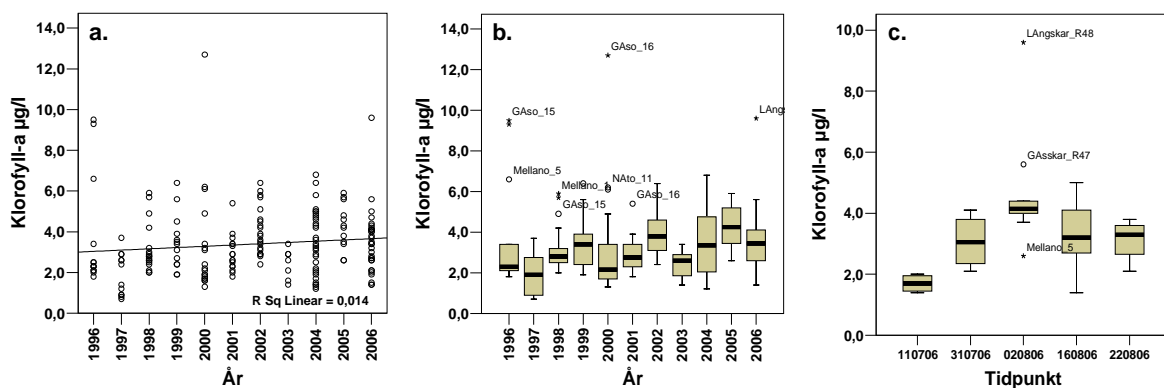


Figur 6. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 1, Ålands hav norra.

Figure 6. Changes in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 1, Ålands hav norra.

Vattenförekomst 2, Ålands hav södra

Klorofyll-a halten varierade mellan åren ($df=10$, $\chi^2 = 32,618$, $p<0,05$, Kruskal-Wallis) (fig. 7). Vissa provtagningslokaler från fiskodlingskontrollprogrammet hade extrema värden. År 2006 varierade halten klorofyll-a mellan provtagningsstider ($F_{4,27} = 4,018$; $p<0,05$, ANOVA), men inte mellan provtagningspunkter (fig. 7c).



Figur 7. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 2, Ålands hav södra.

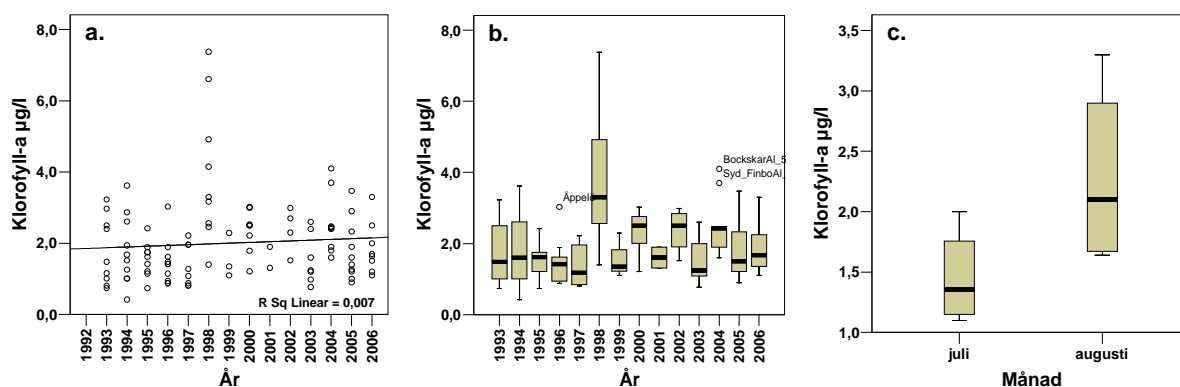
Figure 7. Trend in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 2, Ålands hav södra.

Vattenförekomst 3, Kyrksundet

Det förekom inga provtagningar i denna vattenförekomst.

Vattenförekomst 4, Finbofjärden

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren i denna vattenförekomst ($\chi^2 = 31,762$; $df = 13$; $p < 0,05$, Kruskal-Wallis) och det fanns en svag stigande trend som inte är signifikant (fig. 8). År 1998 var klorofyll-a värden högre än de övriga åren. År 2006 fanns det ingen signifikant variation i klorofyll-a halt mellan provtagningstider eller provtagningspunkter, vilket kan bero på få provtagningar.

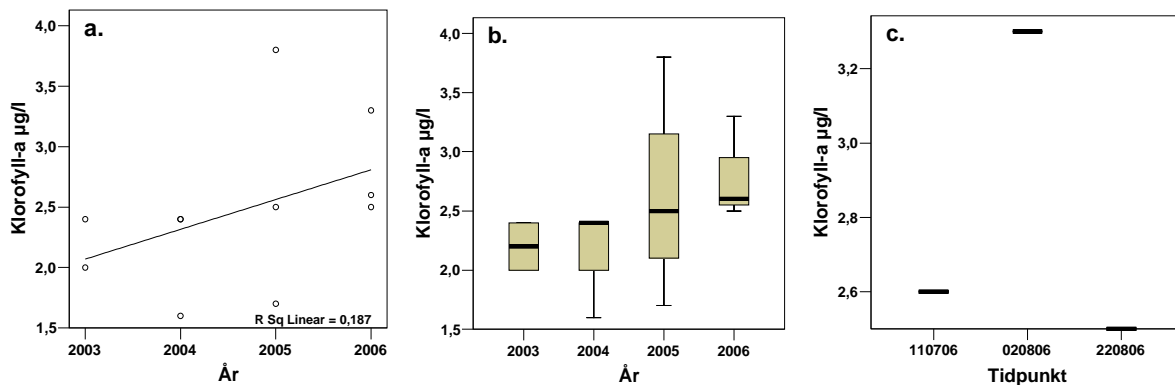


Figur 8. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1992-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 4, Finbofjärden.

Figure 8. Trend in the chlorophyll-a during years 1992-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 4, Finbofjärden.

Vattenförekomst 5, Svartnöfjärden

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren (fig. 9). Det fanns dock en svagt stigande trend som inte är signifikant. År 2006 finns det för få provtagningar för att göra statistiska test.

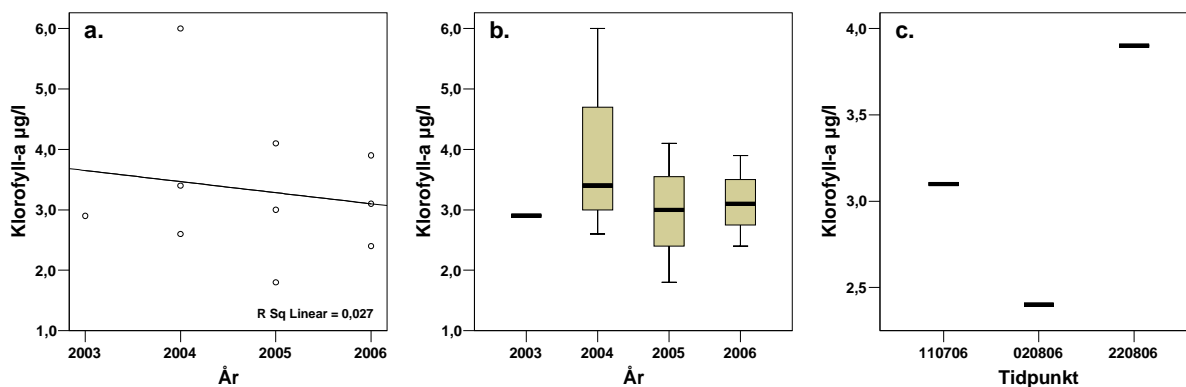


Figur 9. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2003-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 5, Svartnöfjärden.

Figure 9. Trend in the chlorophyll-a during years 2003-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 5, Svartnöfjärden.

Vattenförekomst 6, Marsund norra

Det fanns ingen signifikant skillnad i klorofyll-a halt mellan åren i denna vattenförekomst (fig.10). En svag sjunkande trend fanns dock. År 2006 fanns det för få provtagningar, tre provtagningar på en lokal, för att göra statistiska analyser.

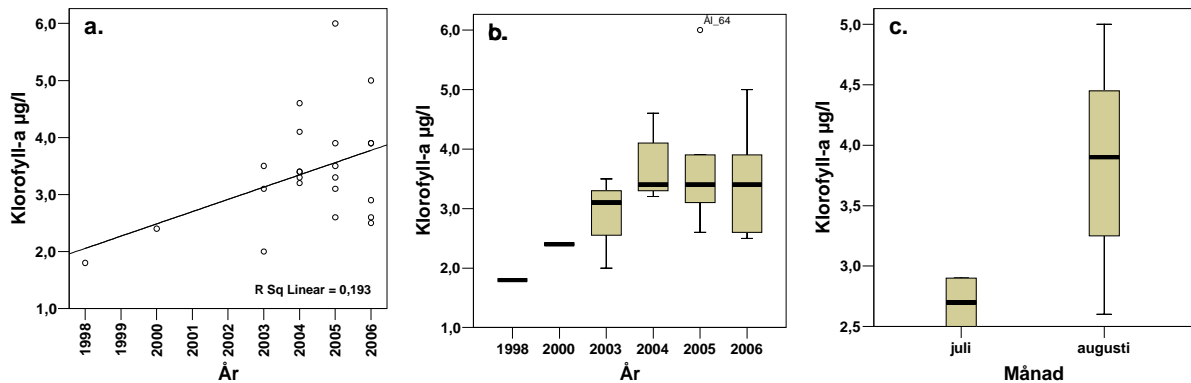


Figur 10. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2003-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 6, Marsund norra.

Figure 10. Trend in the chlorophyll-a during years 2003-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 6, Marsund norra.

Vattenförekomst 7, Marsund södra

Det fanns ingen signifikant skillnad i klorofyll-a halt mellan åren. En stigande trend fanns, vilken kan bero på att endast enstaka provtagningar gjordes 1998 och 2000 (fig. 11). År 2006 fanns det ingen signifikant skillnad vare sig mellan provtagningstider eller -punkter.

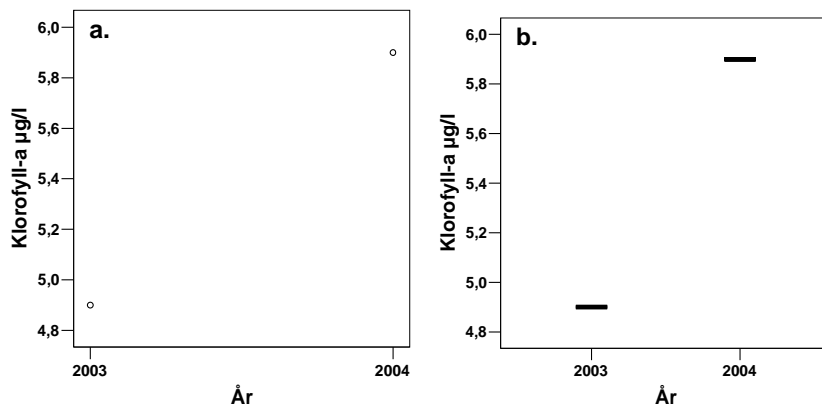


Figur 11. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1998-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 7, Marsund södra.

Figure 11. Trend in the chlorophyll-a during years 1998-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 7, Marsund södra.

Vattenförekomst 8, Bovik

Det fanns endast 2 provtagningstillfällen i denna vattenförekomst. En provtagning från 2003 och en från 2004 förekommer (fig. 12). Det gick inte att göra några statistiska test för denna vattenförekomst.



Figur 12. Klorofyll-a värden år 2003 och 2004 (a,b) i vattenförekomst 8, Bovik.

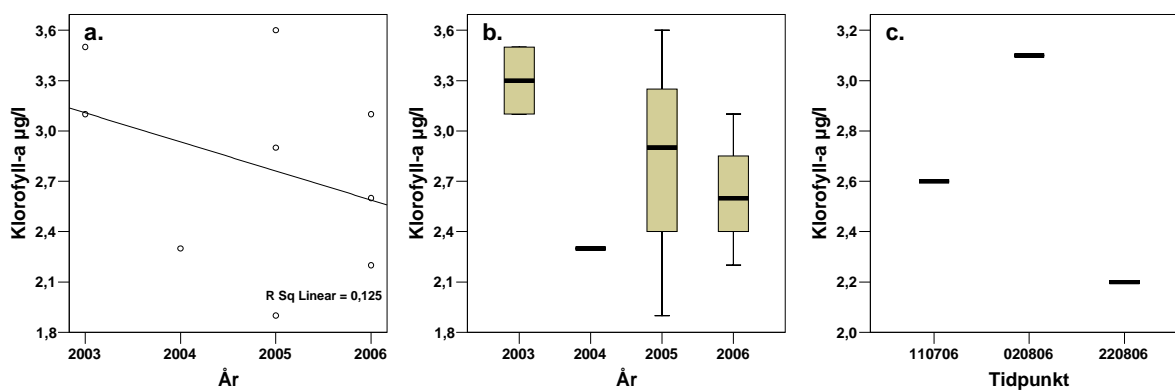
Figure 12. Chlorophyll-a value years 2003 and 2004 (a,b) in the water body 8, Bovik.

Vattenförekomst 9, Ässkärsfjärden

Det förekom inga provtagningar i denna vattenförekomst.

Vattenförekomst 10, Sandviksfjärden

Åren skiljde sig inte signifikant från varandra. Trenden i klorofyll-a halten var något sjunkande, dock inte signifikant (fig.13). År 2006 fanns det endast 3 provtagningstillfällen. Och de skiljde sig inte signifikant från varandra.

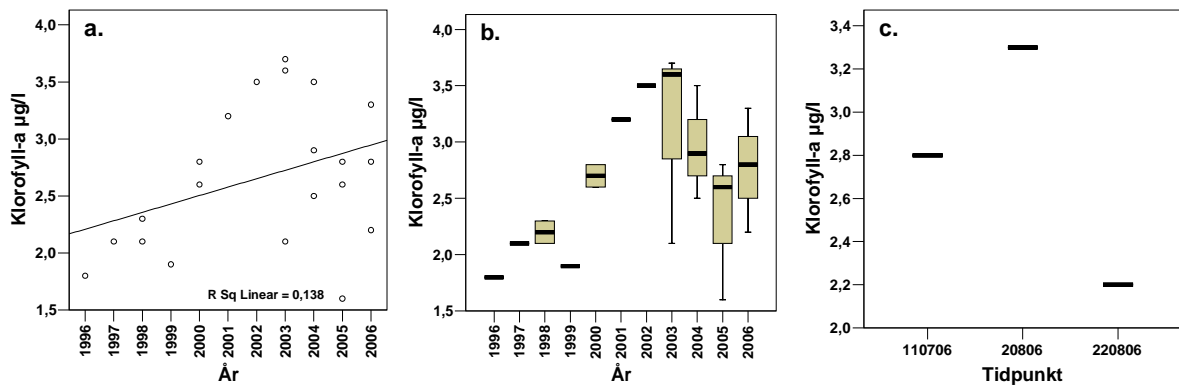


Figur 13. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2003-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 10, Sandviksfjärden.

Figure 13. Trend in the chlorophyll-a during years 2003-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 10, Sandviksfjärden.

Vattenförekomst 11, Andersöfjärden

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren. En stigande trend förekom, men den var inte signifikant (fig. 14). År 2006 finns endast en provtagninglokal och tre provtagningar inom denna vattenförekomst.

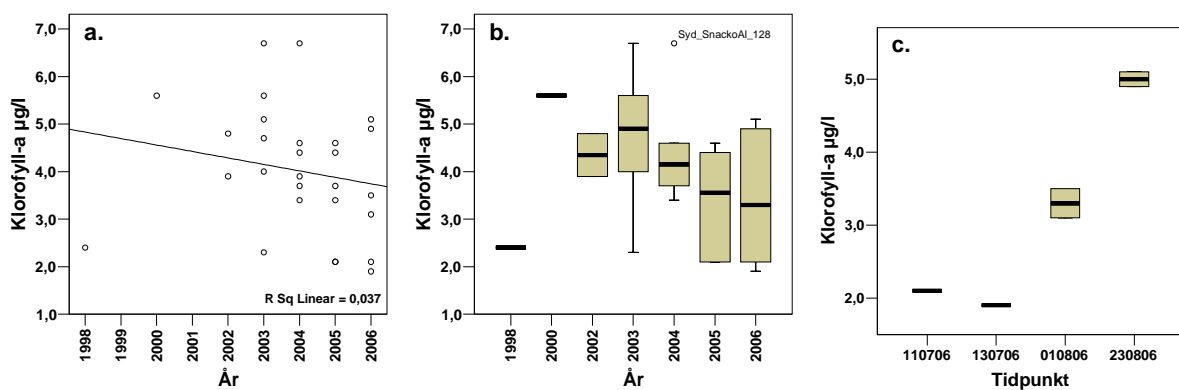


Figur 14. Trend i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 11, Andersöfjärden.

Figure 14. Trend in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 11, Andersöfjärden.

Vattenförekomst 12, Snäcköfjärden

I denna vattenförekomst varierade inte klorofyll-a halten signifikant mellan åren, men det fanns en svag sjunkande trend (fig. 15). Detta kan bero på få provtagningar år 1998 och 2000. Det förekom ingen signifikant skillnad i klorofyll-a halt mellan de två provtagningslokalerna år 2006, men mellan provtagningsstidpunkter fanns en skillnad ($F_{3,2} = 60,489$; $p < 0,05$, ANOVA).

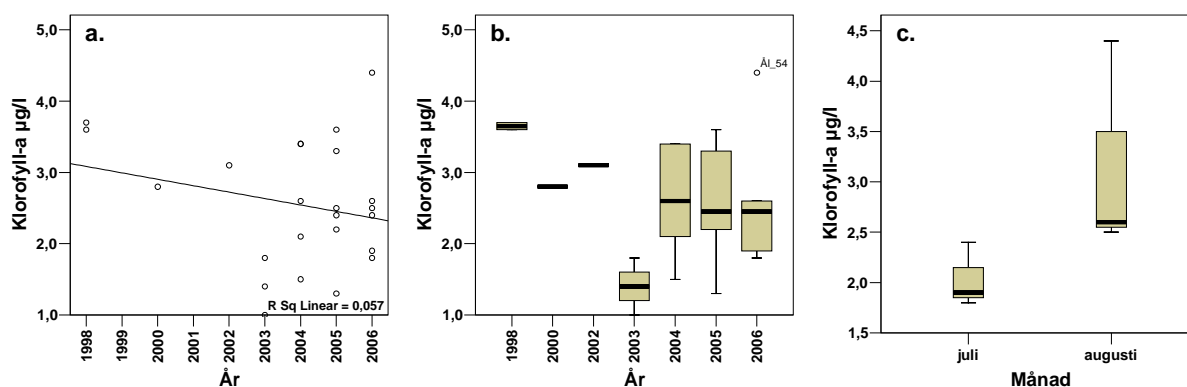


Figur 15. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1998-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 12, Snäcköfjärden.

Figure 15. Trend in the chlorophyll-a during years 1998-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 12, Snäcköfjärden.

Vattenförekomst 13, Västerfjärden Dånö

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren, men det fanns en sjunkande trend, som kan bero på få provtagningar år 1998 och 2000 (fig.16). År 2006 varierade klorofyll-a halten signifikant mellan provtagningsmånad ($\chi^2 = 3,857$; $df = 1$; $p=0,05$, Kruskal-Wallis), men inte mellan provtagningsstillfällen eller mellan de två lokalerna.

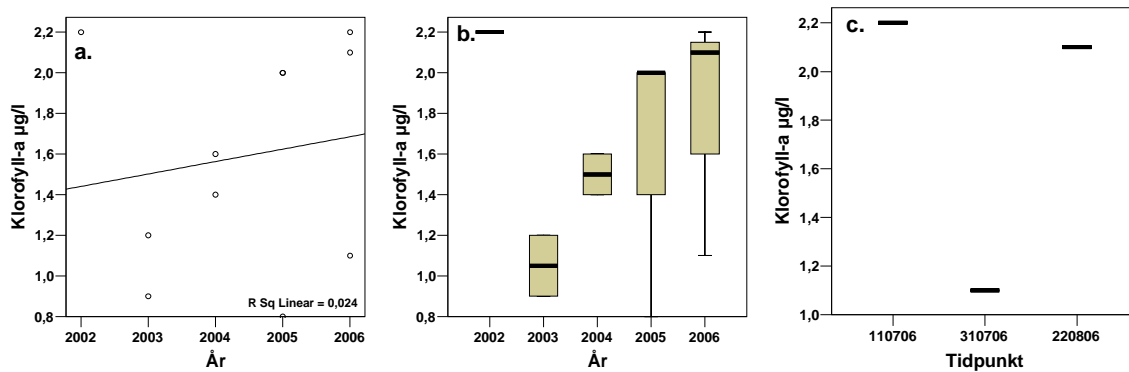


Figur 16. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1998-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 13, Västerfjärden Dånö.

Figure 16. Trend in the chlorophyll-a during years 1998-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 13, Västerfjärden Dånö.

Vattenförekomst 14, Koxnan

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren (fig. 17). Det fanns en svagt stigande trend efter år 2002. Den enda provtagningen det året hade högt klorofyllvärde. År 2006 provtogs endast en lokal vid tre tillfällen och det fanns för få provtagningar för statistisk analys i tid och rum.

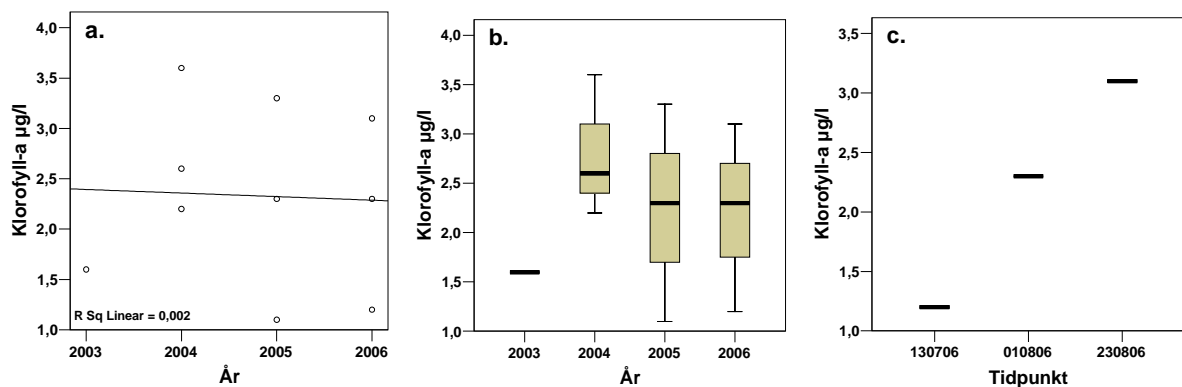


Figur 17. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2002-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 14, Koxnan.

Figure 17. Trend in the chlorophyll-a during years 2002-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 14, Koxnan.

Vattenförekomst 15, Bonäsfjärden

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren (fig. 18). År 2003 gjordes endast en provtagning. År 2006 existerar endast 3 provtagningar från en lokal. Det fanns för få provtagningar för att göra statistiska analyser.

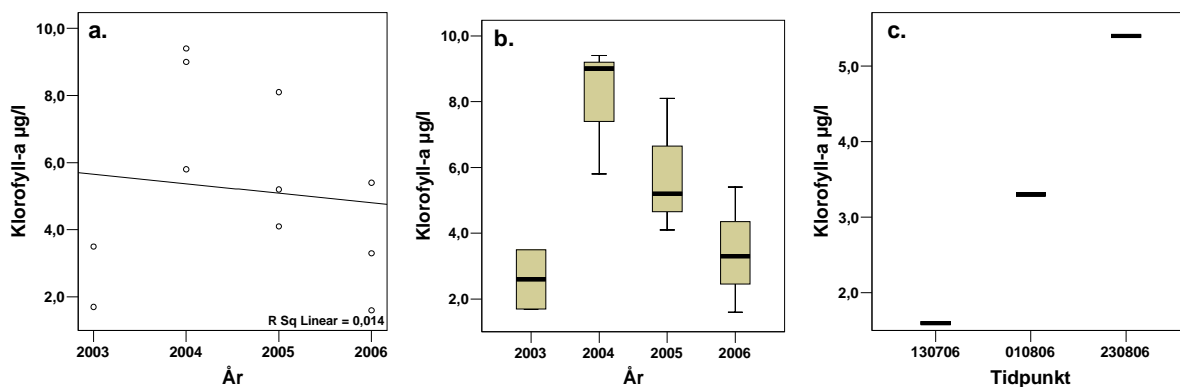


Figur 18. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2003-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 15, Bonäsfjärden.

Figure 18. Trend in the chlorophyll-a during years 2003-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 15, Bonäsfjärden.

Vattenförekomst 16, Kalvfjärden

Klorofyll-a halten skiljde sig signifikant mellan åren ($F_{3,7}=4,503$; $p<0,05$, ANOVA). Det fanns en sjunkande trend från 2004 och framåt som inte var signifikant. År 2003 förekom de lägsta värdena (fig.19). År 2006 fanns endast en provtagningslokal och tre provtagnings tidpunkter. Statistiska analyser kunde inte göras på denna lokal i tid eller rum.

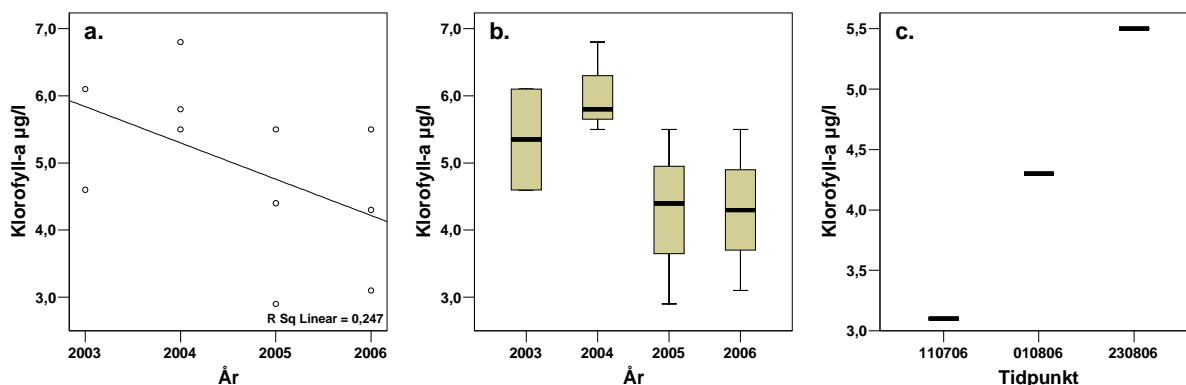


Figur 19. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2003-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 16, Kalvfjärden.

Figure 19. Trend in the chlorophyll-a during years 2003-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 16, Kalvfjärden.

Vattenförekomst 17, Pantsarnäsfjärden

Klorofyll-a halten skiljde sig inte signifikant mellan åren. Det fanns en sjunkande trend som inte var signifikant (fig. 20). År 2006 gjordes endast 3 provtagningar på en lokal. Det gick inte att göra statistiska analyser för år 2006.

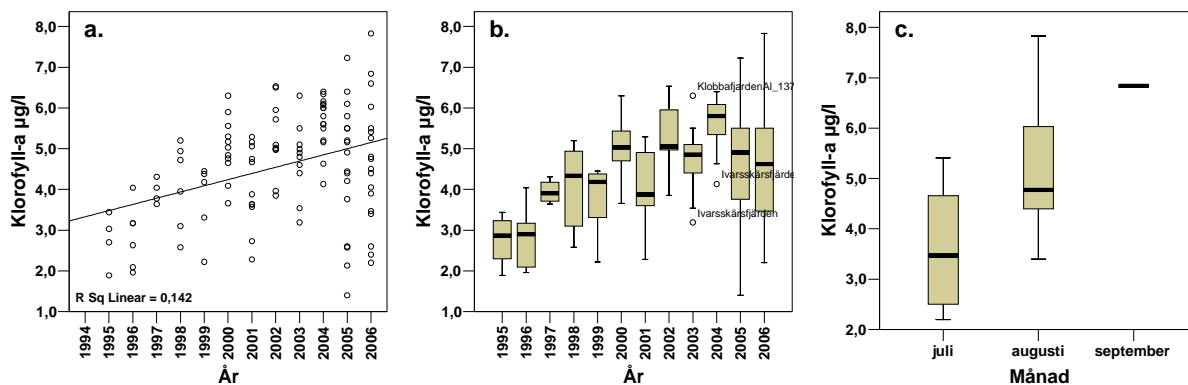


Figur 20. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2003-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 17, Pantsarnäsfjärden.

Figure 20. Trend in the chlorophyll-a during years 2003-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 17, Pantsarnäsfjärden.

Vattenförekomst 18, Ivarskärsfjärden

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($\chi^2 = 41,218$; $df = 11$; $p < 0,005$, Kruskal-Wallis) och det fanns en signifikant stigande trend (Linjär regression, $R^2 = 0,142$, $p < 0,05$) (fig. 21). Skillnader i klorofyllhalten fanns år 1995-1996 jämfört med år 2000, 2002 och 2004 (Post Hoc, Bonferroni, $p < 0,05$). År 2006 varierade klorofyll-a halten signifikant med provtagningsmånader ($F_{2,15} = 4,164$; $p < 0,05$, ANOVA), men inte mellan provtagningslokaler eller -tidpunkt. Skillnaden beror på att endast en provtagning gjorts i september 2006.

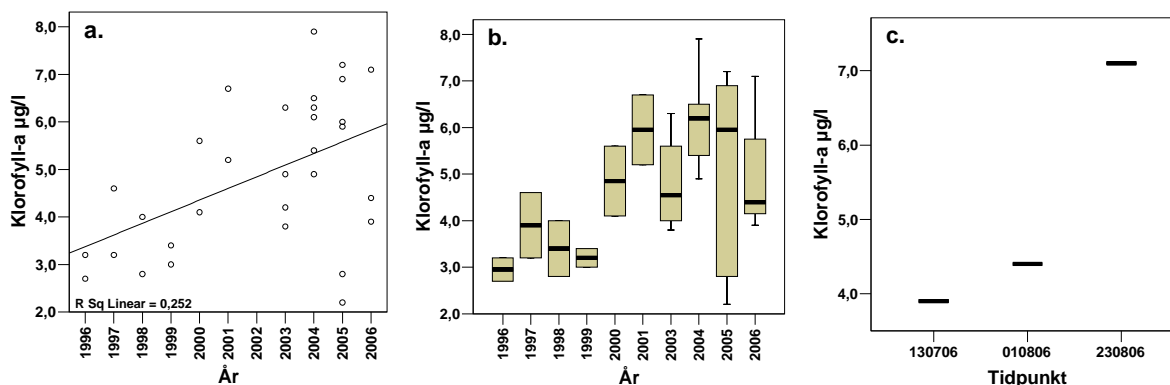


Figur 21. Trend i klorofyll-a halt under åren 1994-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 18, Ivarskärsfjärden.

Figure 21. Trend in the chlorophyll-a during years 1994-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 18, Ivarskärsfjärden.

Vattenförekomst 19, Bodafjärden

Klorofyll-a halten skiljde sig inte signifikant mellan åren. Trenden var dock signifikant stigande ($R^2 = 0,252$, $p < 0,05$) (fig. 22). År 2006 gjordes endast tre provtagningar på en provtagningspunkt. Det gick inte att utföra statistiska analyser i tid eller rum detta år.

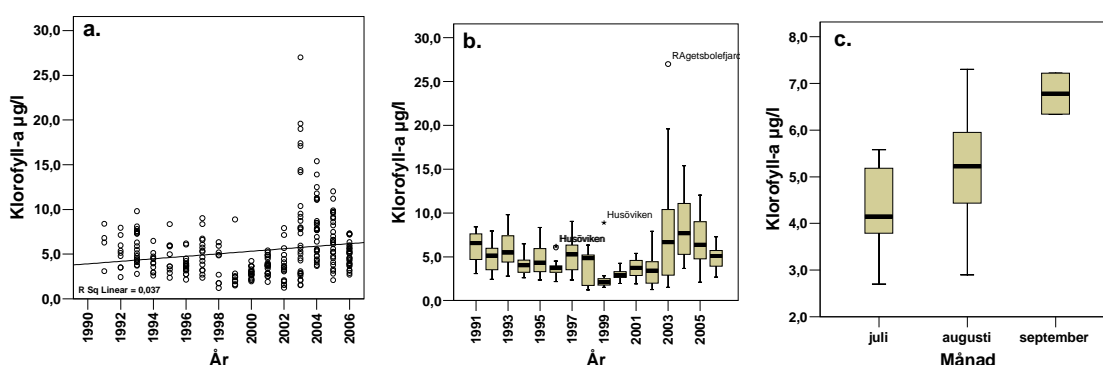


Figur 22. Trend i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 19, Bodafjärden.

Figure 22. Trend in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 19, Bodafjärden.

Vattenförekomst 20, Röjsbölefjärden

Klorofyll-a halten skiljde sig signifikant mellan åren ($\chi^2 = 98,360$; $df = 15$; $p < 0,005$, Kruskal-Wallis). En signifikant svag stigande trend fanns ($p < 0,05$). En speciellt stor ökning i klorofyll-a halt började år 2003 (fig.23). Detta beror delvis på att en ny provtagningspunkt i vattenförekomsten togs med efter 2003. Före 2003 fanns inom denna vattenförekomst endast Husö biologiska stations provpunkt vid Husöviken. Vattenförekomsten har utvidgats sedan 2004. År 2006 så skiljde sig klorofyllhalten signifikant varken rumsligt eller temporärt.

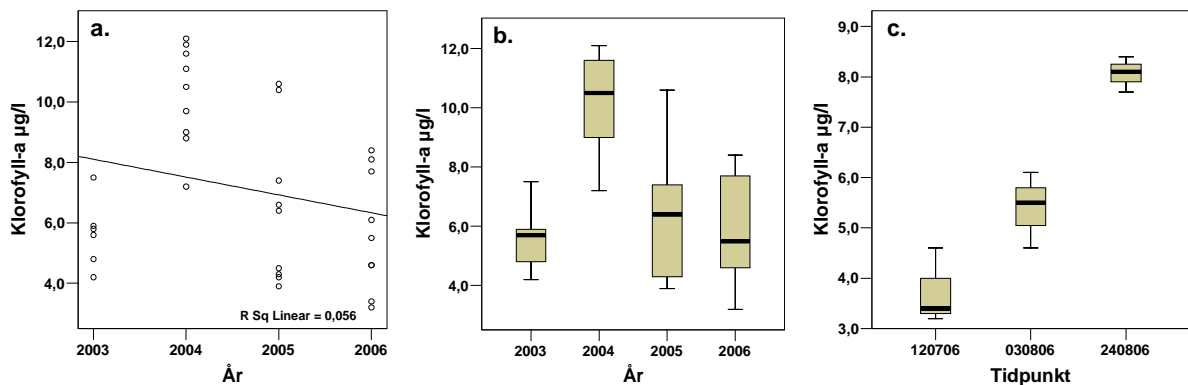


Figur 23. Trend i klorofyll-a halt under åren 1990-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 20, Röjsbölefjärden.

Figure 23. Trend in the chlorophyll-a during years 1990-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 20, Röjsbölefjärden.

Vattenförekomst 21, Orrfjärden (med Grundfjärden)

Klorofyll-a halten skiljde sig signifikant mellan åren ($F_{3, 29} = 10,263$; $p < 0,05$, ANOVA) (fig. 24). Bonferroni Post Hoc test visade att det var år 2004 som hade högre klorofyllvärden (Post Hoc, Bonferroni, $p < 0,05$). År 2006 skiljde sig klorofyll-a halten signifikant mellan provtagningstider ($F_{2, 6} = 33,947$; $p < 0,05$, ANOVA), men inte rumsligt.

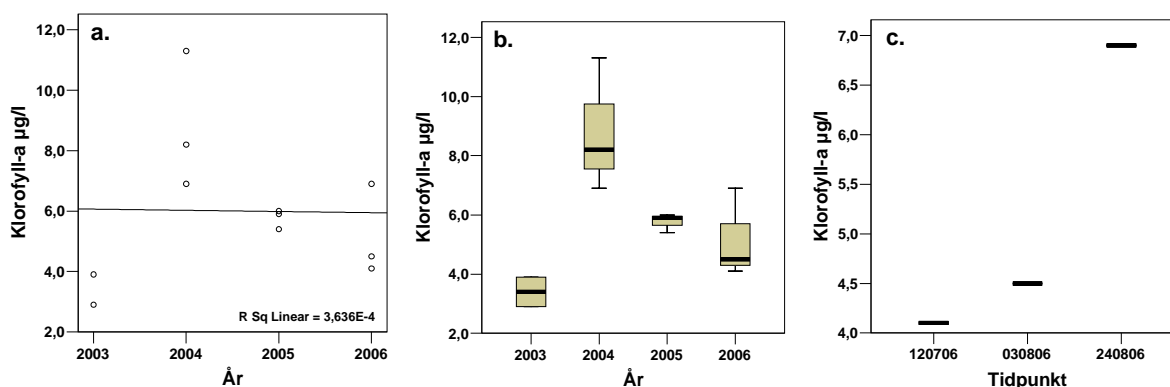


Figur 24. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2003-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 21, Orrfjärden (med Grundfjärden).

Figure 24. Trend in the chlorophyll-a during years 2003-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 21, Orrfjärden (with Grundfjärden).

Vattenförekomst 22, Lillfjärden

Klorofyll-a halten skiljde sig år 2004 från de övriga åren ($F_{3,7} = 5,909$; $p < 0,05$, ANOVA) (fig. 25). Som i vattenförekomst 21, så förekom högre klorofyll-a värden år 2004 jämfört med de andra åren (Post Hoc, Bonferroni, $p < 0,05$). År 2006 fanns det endast 3 provtagningar och det gick inte att göra statistiska analyser.

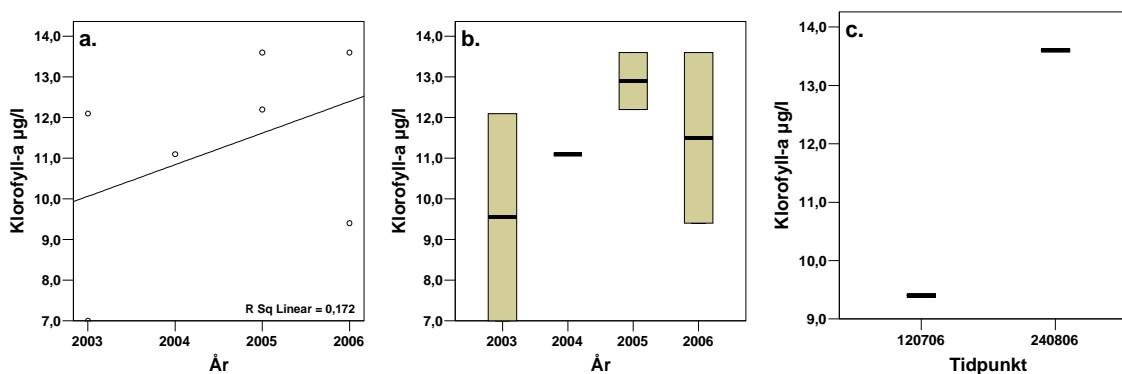


Figur 25. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2003-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 22, Lillfjärden.

Figure 25. Trend in the chlorophyll-a during years 2003-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 22, Lillfjärden.

Vattenförekomst 23, Vandöfjärden

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren (fig. 26). Det fanns en svagt stigande trend som inte var signifikant. Det kan bero på få provtagningar vid denna lokal. År 2006 fanns det endast två provtagningar från en lokal och det gick inte att göra statistiska analyser.

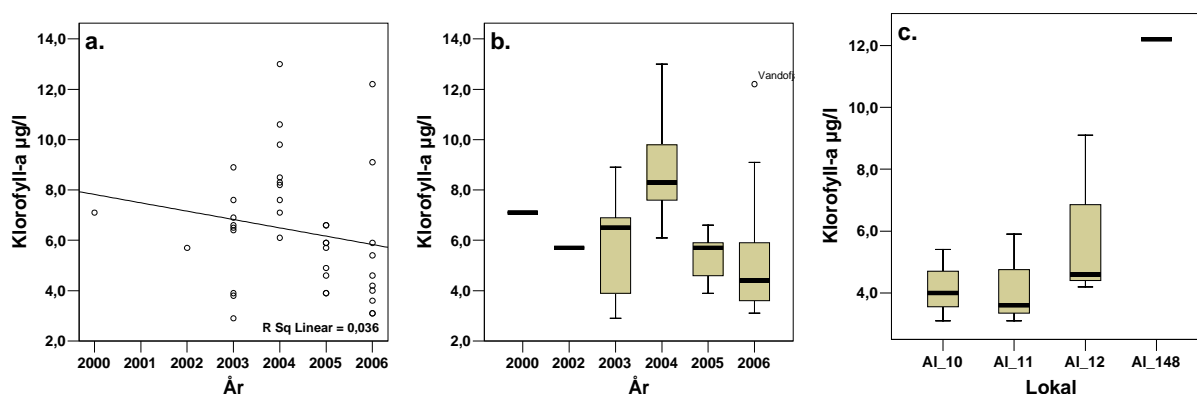


Figur 26. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2003-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 23, Vandöfjärden.

Figure 26. Trend in the chlorophyll-a during years 2003-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 23, Vandöfjärden. Vattenförekomst 24, Ödakarbyviken

Vattenförekomst 24, Ödkarbyviken

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($F_{5,33}=3,148$; $p<0,05$, ANOVA) (fig. 27). År 2000 och 2002 gjordes endast en provtagning. År 2004 hade de högsta klorofyllvärdena och skiljde sig från de övriga åren (Post Hoc, Bonferroni, $p<0,05$). År 2006 varierade klorofyll-a halten inte signifikant i tid, men signifikant mellan provtagningslokaler ($F_{3,6}=5,097$; $p<0,05$, ANOVA). Detta kan bero på att det endast gjordes en provtagning vid lokalen Bergöfjärden.

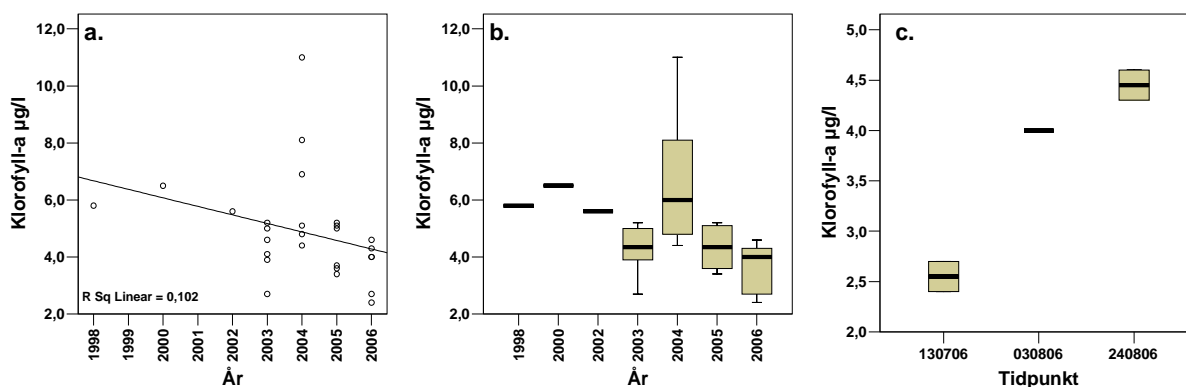


Figur 27. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2000-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 24, Ödkarbyviken.

Figure 27. Trend in the chlorophyll-a during years 2000-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 24, Ödkarbyviken.

Vattenförekomst 25, Saltviksfjärden

Klorofyllhalten varierade signifikant mellan åren ($\chi^2=13,065$; $df=6$; $p<0,05$, Kruskal-Wallis) (fig. 28). År 1998 och 2000 gjordes endast en provtagning per år. År 2004 hade de högsta klorofyllvärdena. År 2006 varierade klorofyll-a halten signifikant varken i tid eller i rum.



Figur 28. Trend i klorofyll-a halt under åren 1998-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 25, Saltviksfjärden.

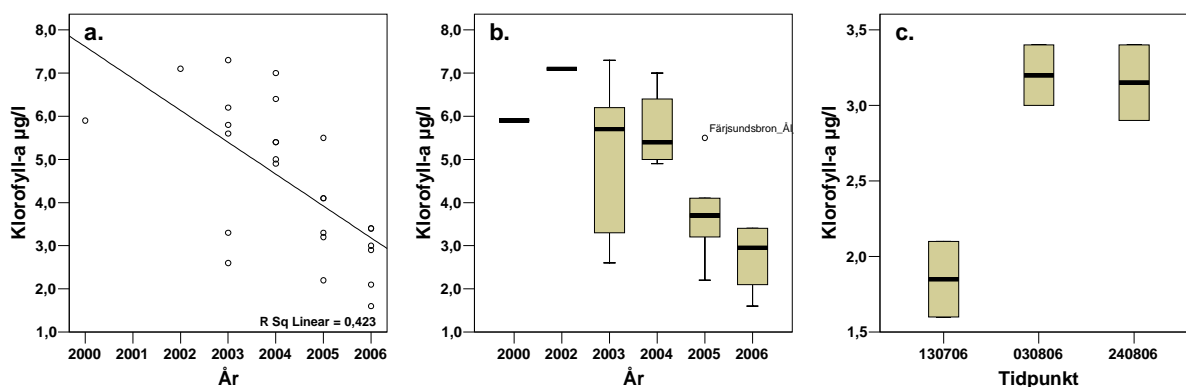
Figure 28. Trend in the chlorophyll-a during years 1998-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 25, Saltviksfjärden.

Vattenförekomst 26, Färjsundet norra

Det förekom inga provtagningar i denna vattenförekomst.

Vattenförekomst 27, Kornäsfjärden

Klorofyll-a halten skiljde sig signifikant mellan åren ($F_{5,20}=5,833$; $p<0,05$, ANOVA). Trenden var relativt kraftigt signifikant sjunkande ($R^2=0,423$, $p<0,05$) (fig. 29). År 2006 var skillnaden i klorofyll-a halten inte signifikant i rum eller tid.

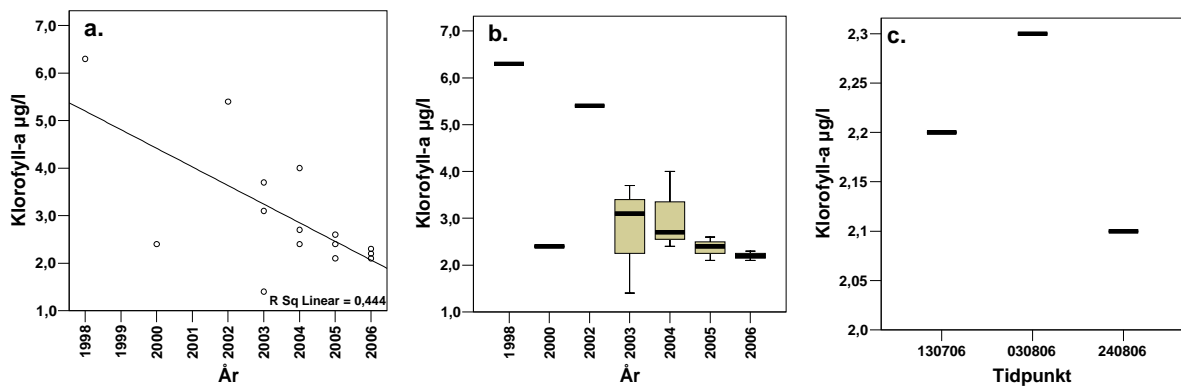


Figur 29. Trend i klorofyll-a halt under åren 2000-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 27, Kornäsfjärden.

Figure 29. Trend in the chlorophyll-a during years 2000-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 27, Kornäsfjärden.

Vattenförekomst 28, Slottsundet

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren, vilket kan bero på få provtagningar 1998-2002 (fig. 30). Det fanns dock en signifikant sjunkande trend ($R^2 = 0,444$, $p < 0,05$). År 2006 fanns det för få provtagningar för att kunna göra statistiska analyser.

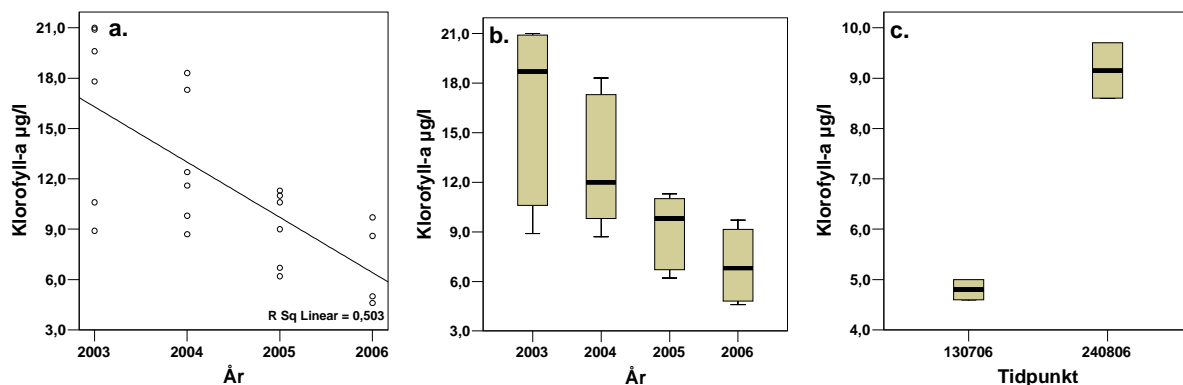


Figur 30. Trend i klorofyll-a halt under åren 1998-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 28, Slottsundet.

Figure 30. Trend in the chlorophyll-a during years 1998-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 28, Slottsundet.

Vattenförekomst 29, Jomala vik

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($\chi^2 = 10,393$; $df = 3$; $p < 0,05$, Kruskal-Wallis) och det fanns en signifikant sjunkande trend ($R=0,503$, $p < 0,05$) (fig. 31). År 2006 varierade klorofyll-a halten signifikant varken i tid eller i rum.

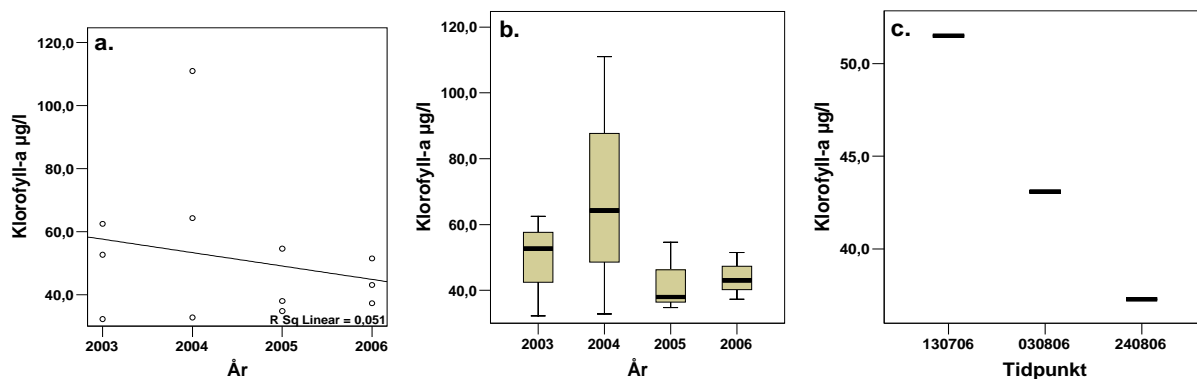


Figur 31. Trend i klorofyll-a halt under åren 2003-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 29, Jomala vik.

Figure 31. Trend in the chlorophyll-a during years 2003-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 29, Jomala vik.

Vattenförekomst 30, Ämnäsviken

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren (fig. 32). År 2004 har de högsta värdena År 2006 fanns det inte tillräckligt med data för att göra statistiska analyser.

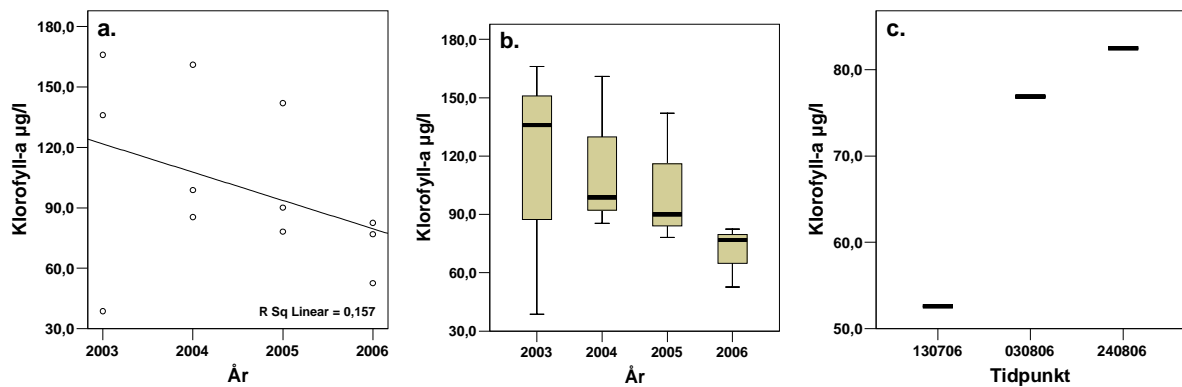


Figur 32. Trend i klorofyll-a halt under åren 2003-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 30, Ämnäsviken.

Figure 32. Trend in the chlorophyll-a during years 2003-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 30, Ämnäsviken.

Vattenförekomst 31, Kaldersfjärden

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren (fig. 33). Det fanns en sjunkande trend som inte är signifikant. År 2006 fanns det inte tillräckligt många provtagningar för att göra statistiska analyser.

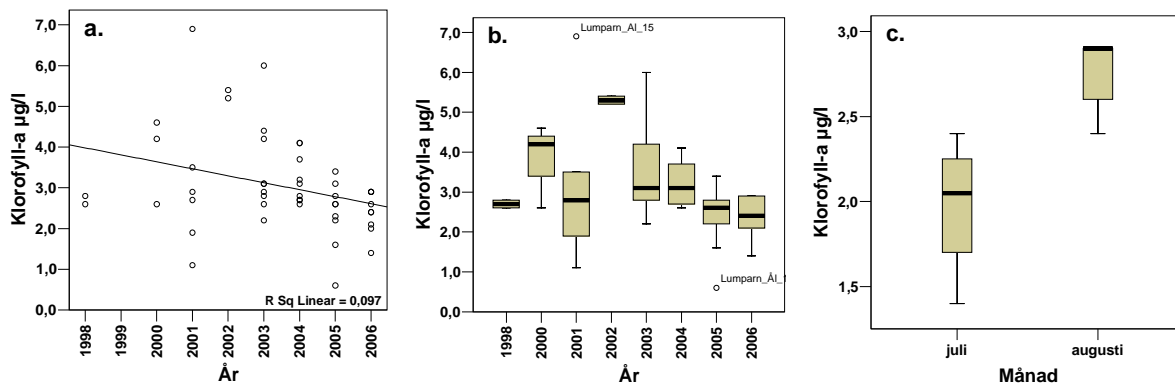


Figur 33. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2003-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 31, Kaldersfjärden.

Figure 33. Trend in the chlorophyll-a during years 2003-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 31, Kaldersfjärden.

Vattenförekomst 32, Lumparn

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($F_{7,41} = 3,171$; $p < 0,05$, ANOVA) (fig. 34). Det är främst år 2002 som bidrar till denna variation (Post Hoc, Bonferroni, $p < 0,05$). Trenden var signifikant sjunkande ($R^2 = 0,097$, $p < 0,05$). År 2006 varierade klorofyll-a halten signifikant varken mellan provtagningslokaler eller – tillfällen, men signifikant mellan provtagningsmånad ($F_{1,7} = 12,310$; $p < 0,05$, ANOVA).

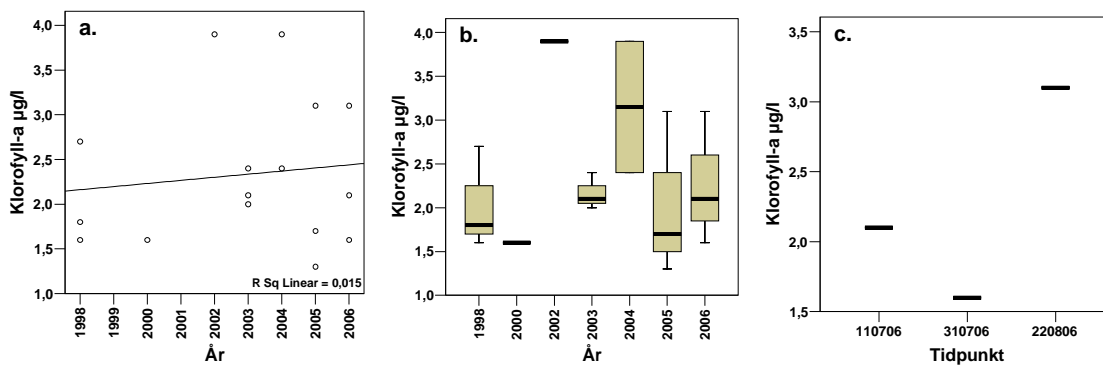


Figur 34. Trend i klorofyll-a halt under åren 1998-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 32, Lumparn.

Figure 34. Trend in the chlorophyll-a during years 1998-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 32, Lumparn.

Vattenförekomst 33, Vargatafjärden

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren (fig. 35). År 2000 och 2002 fanns endast en provtagning. År 2006 fanns det för få data för att göra statistiska analyser.

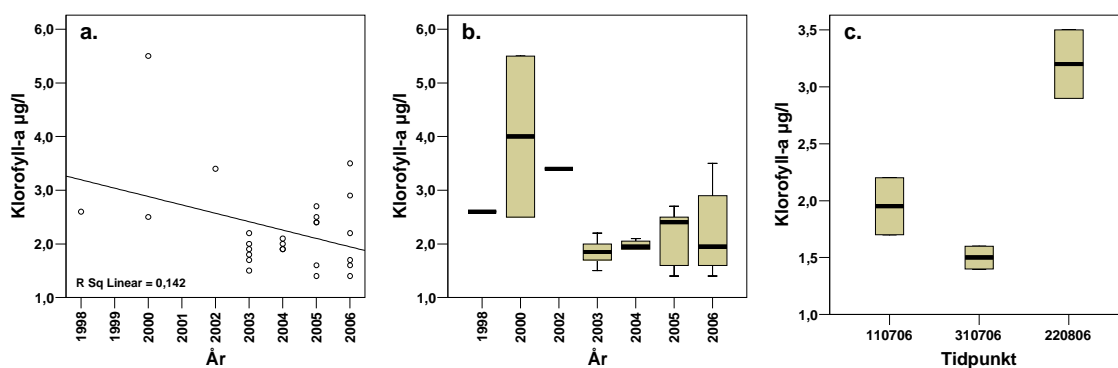


Figur 35. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1998-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 33, Vargatafjärden.

Figure 35. Trend in the chlorophyll-a during years 1998-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 33, Vargatafjärden.

Vattenförekomst 34, Simskälafjärden

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren (fig. 36). Det fanns en sjunkande trend som inte var signifikant. År 2006 varierade klorofyll-a halten signifikant varken i tid eller i rum.



Figur 36. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1998-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 34, Simskälafjärden.

Figure 36. Trend in the chlorophyll-a during years 1998-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 34, Simskälafjärden.

Vattenförekomst 35, Engrundsfjärden

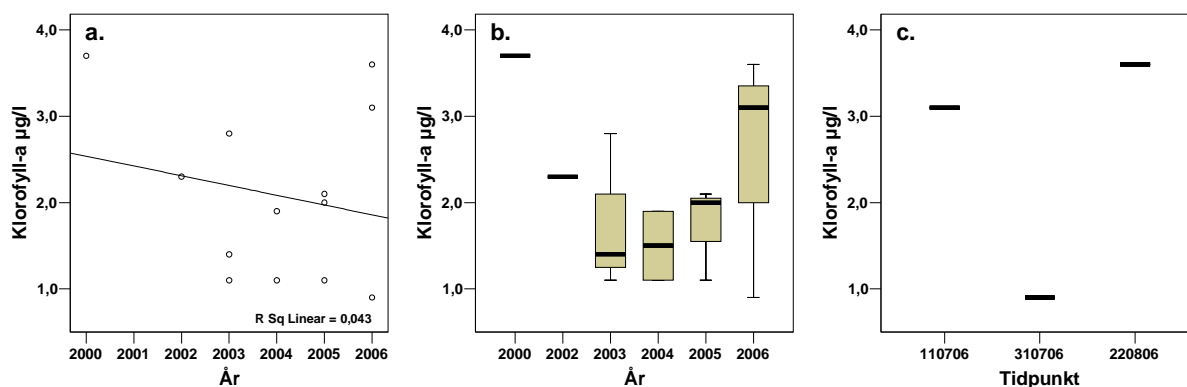
Det fanns endast en provtagning från denna vattenförekomst år 1998. Det gick inte att göra några statistiska analyser.

Vattenförekomst 36, Flatöfjärden

Det fanns endast en provtagning från denna vattenförekomst år 1998. Det gick inte att göra några statistiska analyser.

Vattenförekomst 37, Saggöfjärden

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren (fig. 37). Det fanns en sjunkande trend som inte var signifikant och kan bero på få provtagningar år 2000-2002. År 2006 fanns det för få provtagningar för att göra statistiska analyser.

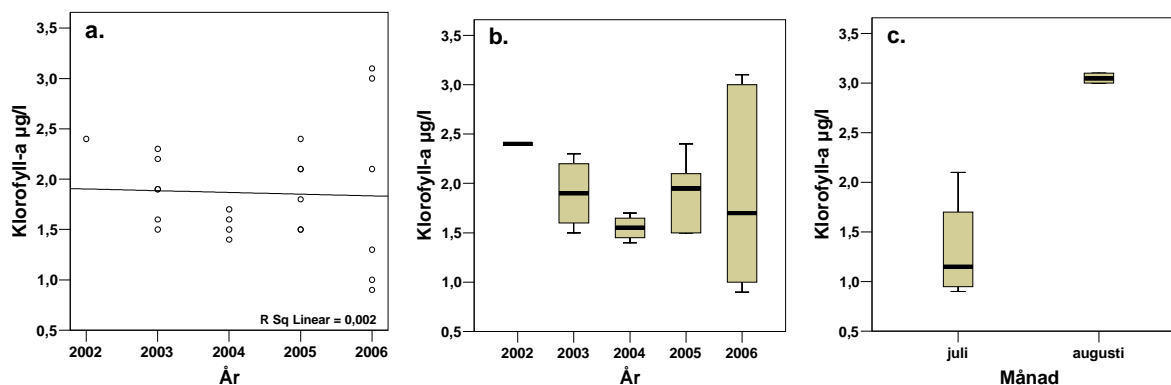


Figur 37. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2000-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 37, Saggöfjärden.

Figure 37. Trend in the chlorophyll-a during years 2000-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 37, Saggöfjärden.

Vattenförekomst 38, Boxöfjärden

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren (fig. 38). År 2006 fanns det en signifikant skillnad mellan provtagningsmånader ($F_{1,4}=17,782$; $p<0,05$, ANOVA), men ingen signifikant skillnad mellan provtagningsstillfällena eller -lokaler.

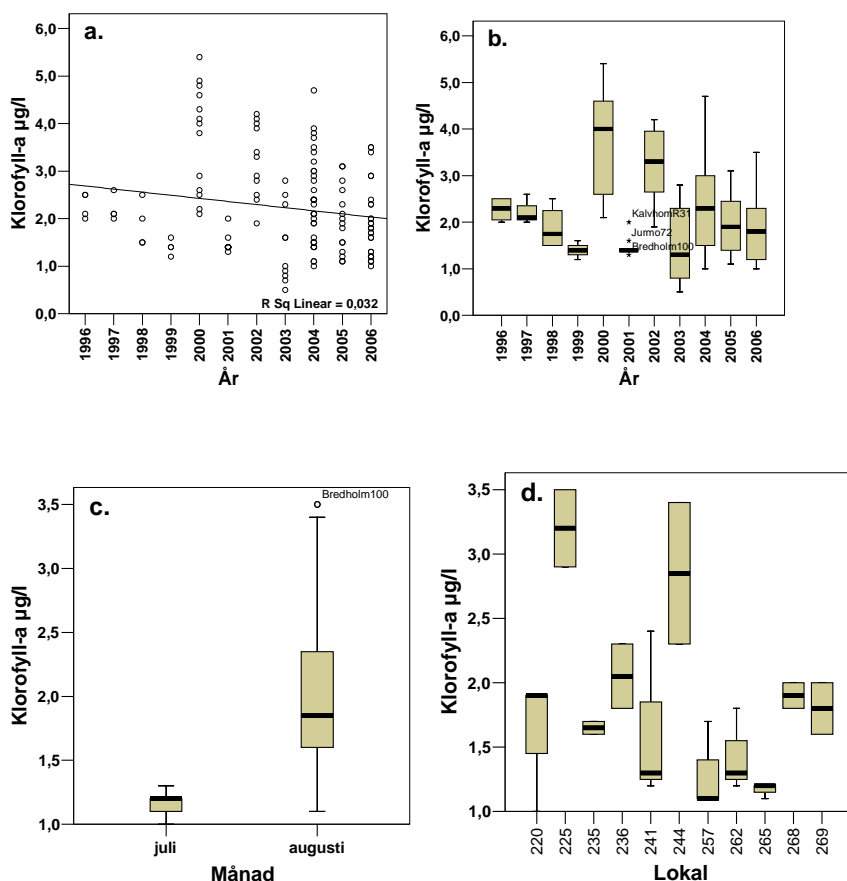


Figur 38. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2002-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 38, Boxöfjärden.

Figure 38. Trend in the chlorophyll-a during years 2002-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 38, Boxöfjärden.

Vattenförekomst 39, Norra Delet

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($\chi^2=52,310$; $df=10$; $p<0,05$, Kruskal-Wallis) (fig. 39). År 2000 och 2002 hade högre halter än de övriga åren (Post Hoc, Bonferroni, $p<0,05$). År 2006 fanns en signifikant variation mellan provtagningsmånader ($\chi^2=7,891$; $df=1$; $p<0,005$, Kruskal-Wallis) och mellan provtagningslokaler ($\chi^2=19,656$; $df=10$; $p<0,05$, Kruskal-Wallis).

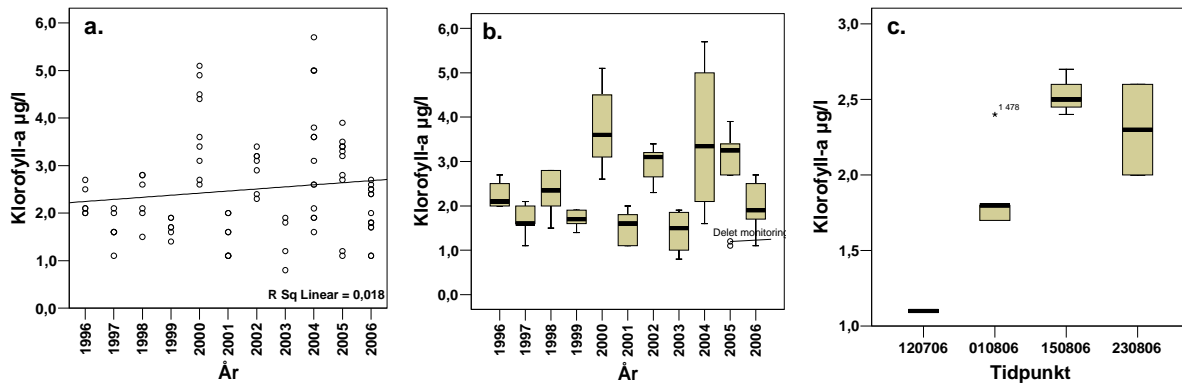


Figur 39. Trend i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c,d) i vattenförekomst 39, Norra Delet.

Figure 39. Trend in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c,d) in the water body 39, Norra Delet.

Vattenförekomst 40, Södra Delet

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($\chi^2 = 48,959$; $df = 10$; $p<0,05$, Kruskal-Wallis) (fig. 40). Det fanns en svagt stigande trend som inte var signifikant. År 2006 varierar klorofyll-a halten mellan provtagnings tidpunkter ($F_{3,10}=17,265$; $p<0,05$, ANOVA), men inte mellan lokaler.

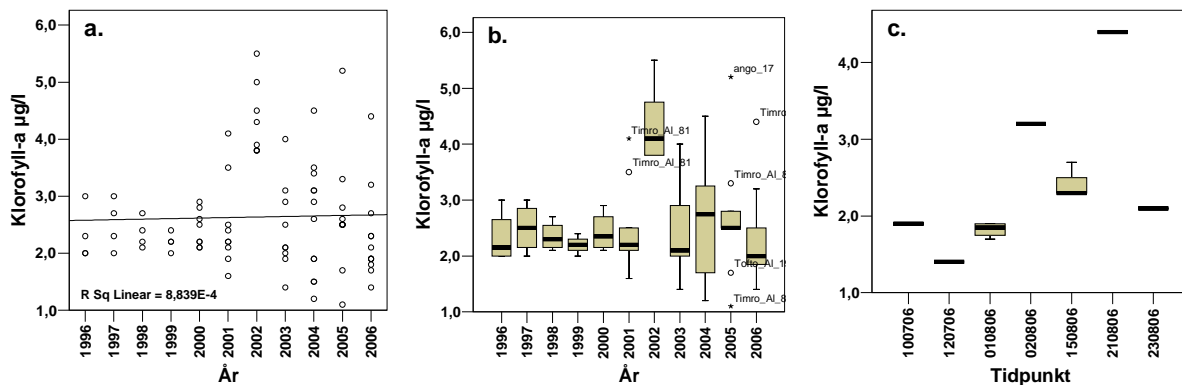


Figur 40. Trend i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 40, Södra Delet.

Figure 40. Trend in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 40, Södra Delet.

Vattenförekomst 41, Bussöfjärden

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan år ($F_{10,73}=4,440$; $p<0,005$, ANOVA) (fig. 41). Det var främst år 2002 som bidrog till skillnaden (Post Hoc, Bonferroni, $p<0,05$). År 2006 varierade inte klorofyll-a halten signifikant vare sig i tid eller i rum, vilket kan bero på att endast en provtagning gjorts vid flera av tidpunkterna.

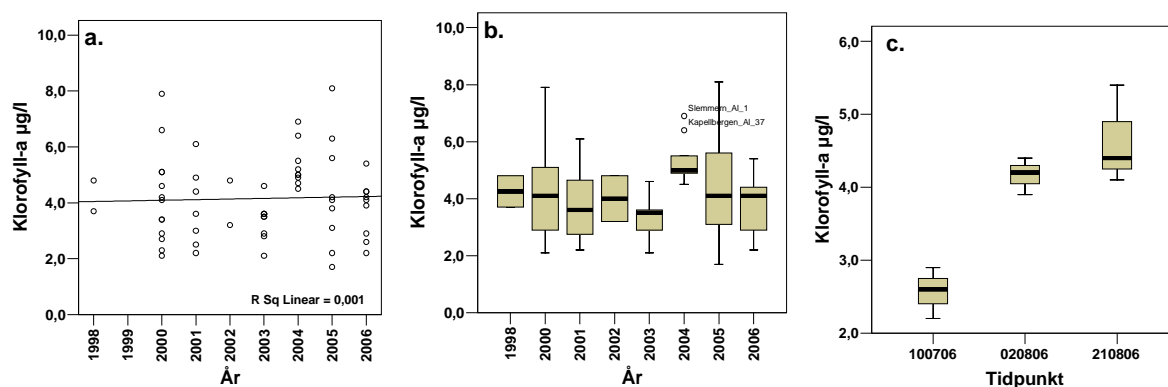


Figur 41. Trend i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 41, Bussöfjärden.

Figure 41. Trend in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 41, Bussöfjärden.

Vattenförekomst 42, Slemmern

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren (fig. 42). År 2006 varierade halten mellan provtagningstidpunkter ($F_{2,6}=16,267$; $p<0,05$, ANOVA), men inte mellan provtagningslokaler.

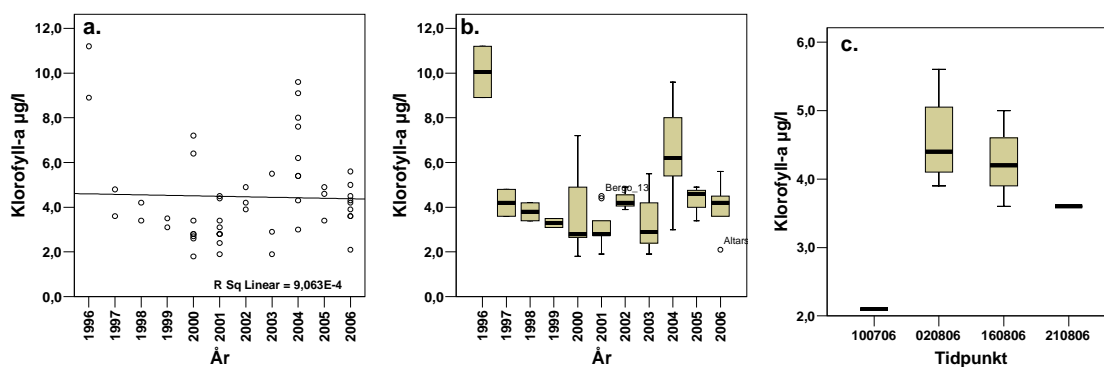


Figur 42. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1998-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 42, Slemmern.

Figure 42. Trend in the chlorophyll-a during years 1998-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 42, Slemmern.

Vattenförekomst 43, Järsöfjärden

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($\chi^2 = 22,308$; $df = 10$; $p<0,05$, Kruskal-Wallis) (fig. 43). År 1996 bidrog signifikant till denna skillnad (Post Hoc, Bonferroni, $p<0,05$). År 2006 varierade klorofyll-a signifikant varken mellan provtagningstidpunkt eller -plats, vilket kan bero på få provtagningar vissa tidpunkter.



Figur 43. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 43, Järsöfjärden.

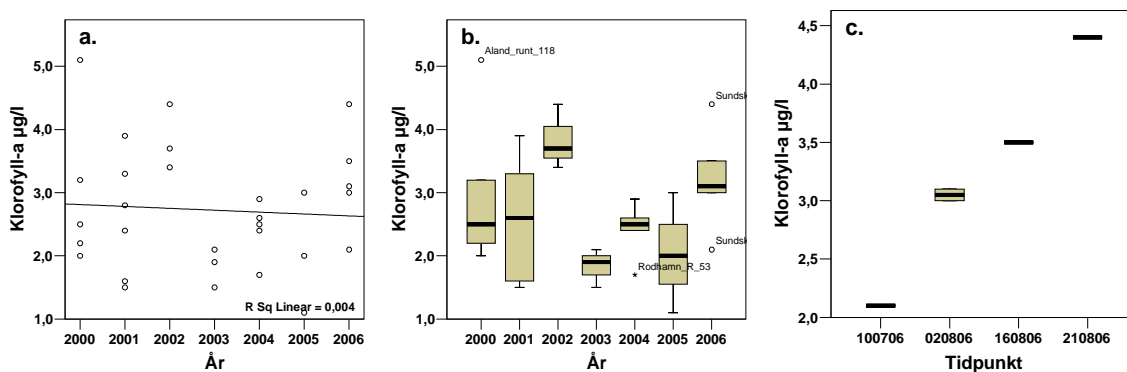
Figure 43. Trend in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 43, Järsöfjärden.

Vattenförekomst 44, Nabbfjärden

Det förekommer inga provtagningar i denna vattenförekomst.

Vattenförekomst 45, Rödhamnsfjärden

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren (fig. 44). År 2006 var variationen för klorofyll-a signifikant varken i tid eller i rum, och det finns endast en provtagning vid flera tidpunkter.

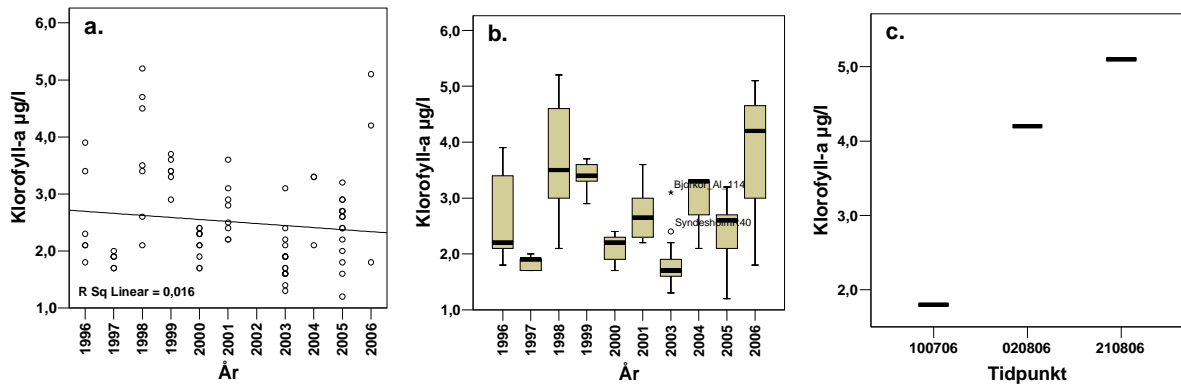


Figur 44. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2000-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 45, Rödhamnsfjärden.

Figure 44. Trend in the chlorophyll-a during years 2000-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 45, Rödhamnsfjärden.

Vattenförekomst 46, Föglöfjärden

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($\chi^2 = 41,625$; $df = 9$; $p < 0,05$, Kruskal-Wallis) (fig. 45). År 1998, 1999 och 2006 skilde sig från de övriga åren (Post Hoc, Bonferroni, $p < 0,05$). År 2006 fanns det för få provtagningar för att göra statistiska analyser.

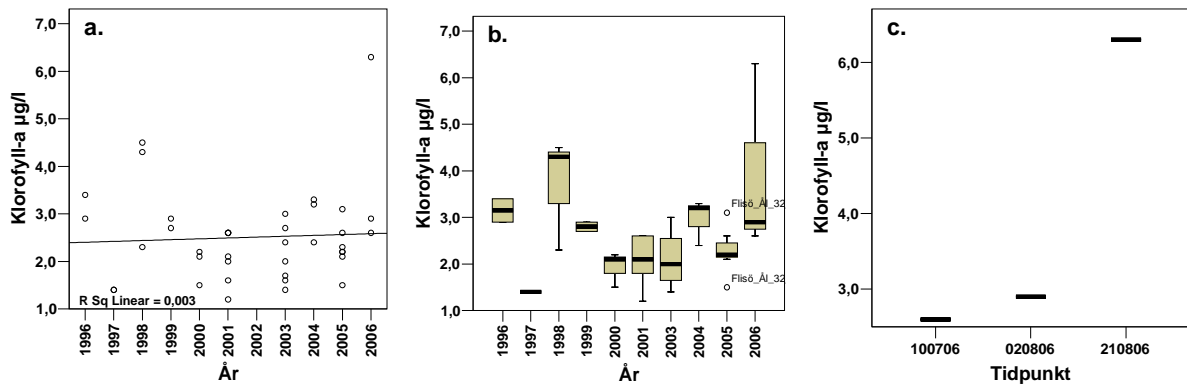


Figur 45. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 46, Föglöfjärden.

Figure 45. Trend in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 46, Föglöfjärden.

Vattenförekomst 47, Degerbyredan

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($\chi^2 = 20,508$, $df = 9$; $p < 0,05$, Kruskal-Wallis) (fig. 46). År 2006 fanns det för få provtagningar för att göra statistiska analyser.

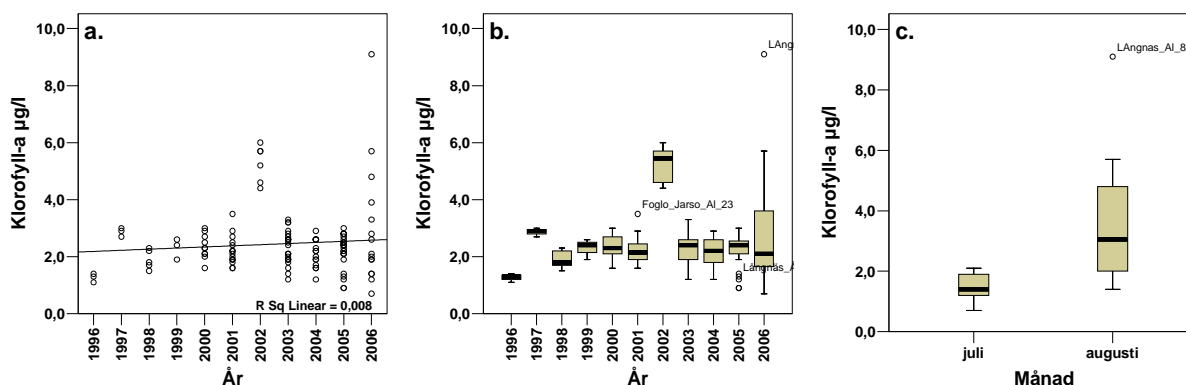


Figur 46. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 47, Degerbyredan.

Figure 46. Trend in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 47, Degerbyredan.

Vattenförekomst 48, Österfjärden

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($\chi^2 = 30,088$; $df = 10$; $p < 0,05$, Kruskal-Wallis) (fig. 47). År 2002 skiljde sig klorofyllhalten från de övriga åren (Post Hoc, Bonferroni, $p < 0,05$). År 2006 varierade halten signifikant mellan provtagningsmånader ($\chi^2 = 6,022$; $df = 1$; $p < 0,05$, Kruskal-Wallis), men inte mellan provtagningslokaler.

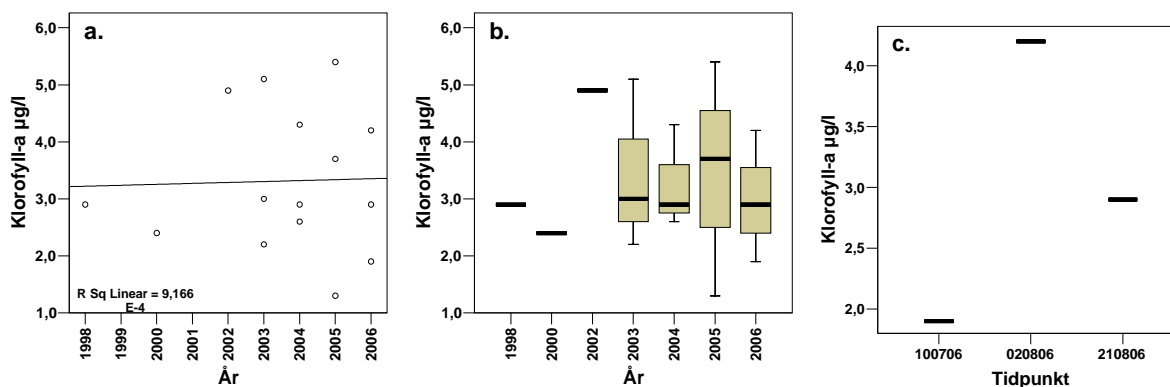


Figur 47. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 48, Österfjärden.

Figure 47. Trend in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 48, Österfjärden.

Vattenförekomst 49, Embarsund

Klorofyll-a halten varierade inte signifikant mellan åren (fig. 48). Mellan åren 1998-2002 fanns endast en provtagning per år. År 2006 fanns det inte tillräckligt med provtagningar för att göra statistiska analyser.



Figur 48. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1998-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 49, Embarsund.

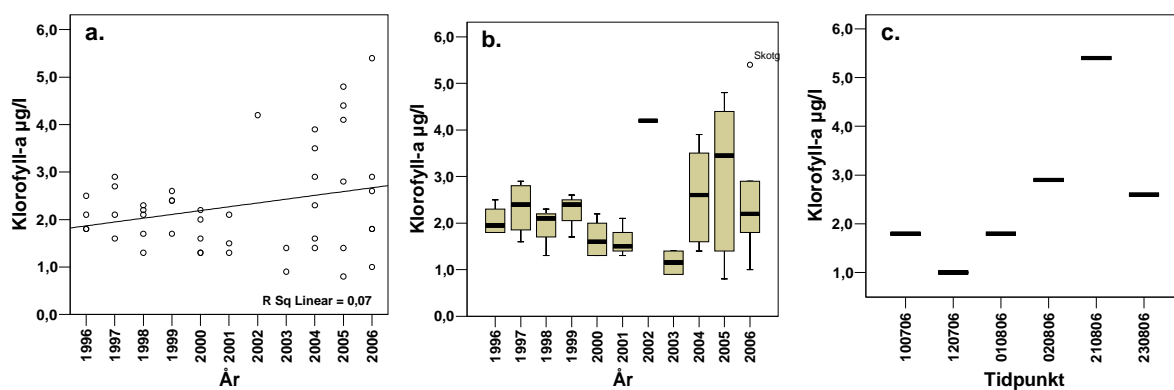
Figure 48. Trend in the chlorophyll-a during years 1998-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 49, Embarsund.

Vattenförekomst 50, Bockholmsunden

Det förekom inga provtagningar i denna vattenförekomst.

Vattenförekomst 51, Mosshaga-Algersö

Det fanns ingen signifikant variation mellan åren i klorofyll-a halt, vilket kan bero på endast en provtagning år 2002 (fig. 49). Trenden var svagt stigande, men inte signifikant. År 2006 kunde inte detekteras signifikanta skillnader i rum eller tid för klorofyll-a halt. Detta beror på för få provtagningar.

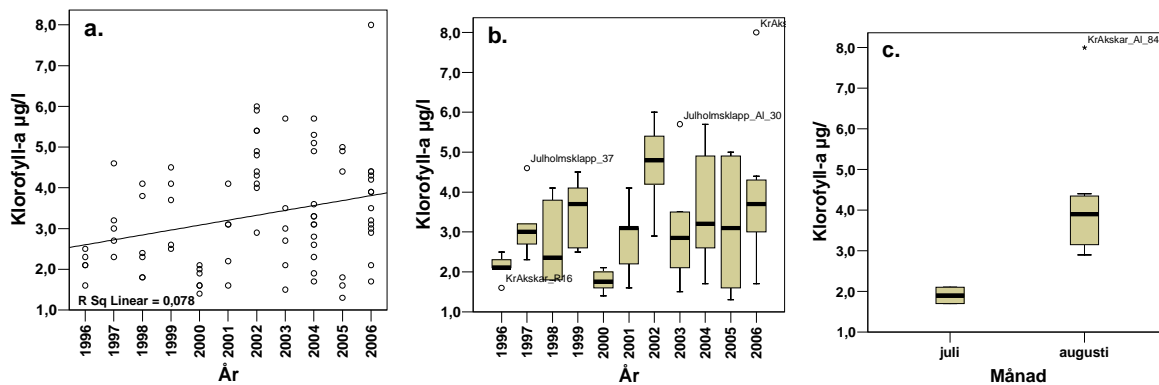


Figur 49. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 51, Mosshaga-Algersö.

Figure 49. Trend in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 51, Mosshaga-Algersö.

Vattenförekomst 52, Södra Föglö innerskärgård

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($F_{10,72}=3,654$; $p<0,05$, ANOVA) (fig. 50). År 2002 skilde sig från de övriga åren (Post Hoc, Bonferroni, $p<0,05$). Det fanns en svagt stigande signifikant trend ($R^2=0,078$, $p<0,05$). År 2006 varierade halten signifikant mellan provtagningsmånader ($\chi^2=4,821$; $df=1$; $p<0,05$, Kruskal-Wallis) men inte mellan provtagningslokaler.

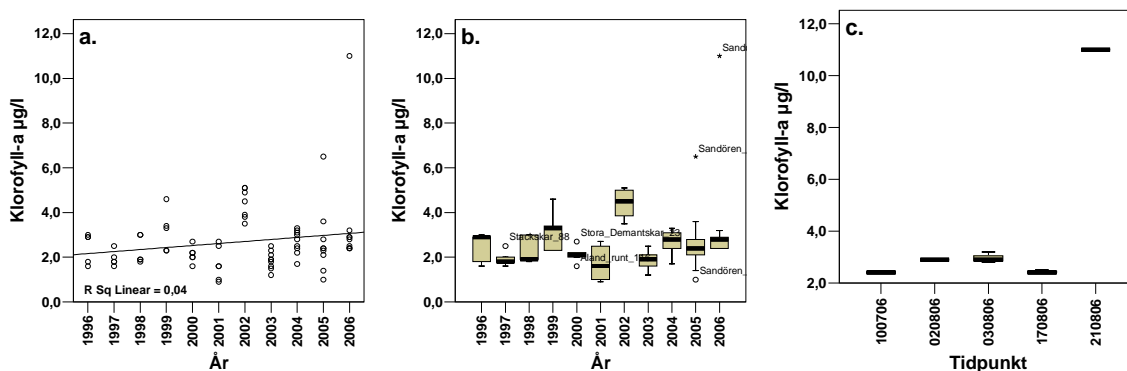


Figur 50. Trend i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 52, Södra Föglö innerskärgård.

Figure 50. Trend in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 52, Södra Föglö innerskärgård.

Vattenförekomst 53, Västergrundsfjärden

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($F_{10,64}=3,008$; $p<0,005$, ANOVA) (fig. 51. Skillnaden fanns mellan år 2002 och åren 2001 och 2003 (Post Hoc, Bonferroni, $p<0,05$). Det förekom en mycket svagt stigande trend som inte var signifikant. År 2006 fanns en signifikant skillnad i klorofyll-a halt mellan provtagningstider ($F_{4,4}=664,024$; $p<0,05$, ANOVA), men inte mellan provtagningslokaler.

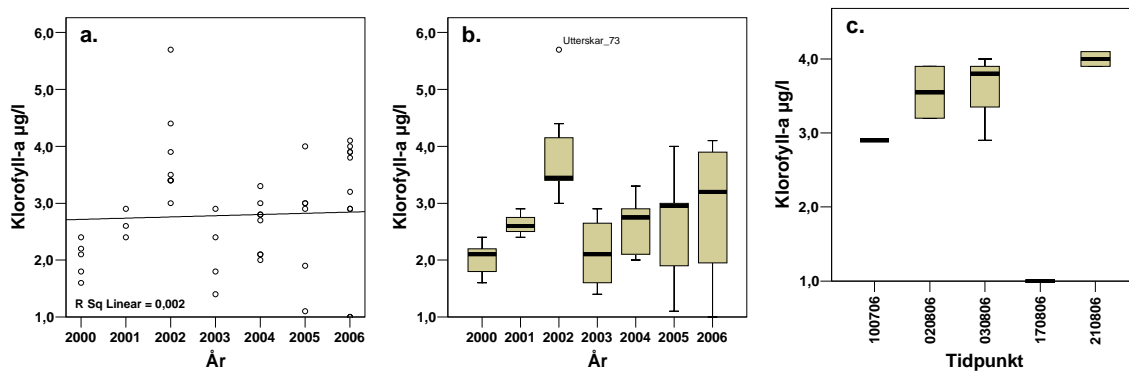


Figur 51. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 53, Västergrundsfjärden.

Figure 51. Trend in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 53, Västergrundsfjärden.

Vattenförekomst 54, Kökarsfjärden

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($\chi^2 = 16,665$; $df=6$; $p<0,05$, Kruskal-Wallis) (fig. 52). År 2002 hade högre värden än de övriga åren (Post Hoc, Bonferroni, $p<0,05$). År 2006 fanns ingen signifikant skillnad i klorofyll-a halten mellan provtagningstidpunkt eller provtagningslokal.



Figur 52. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2000-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 54, Kökarsfjärden.

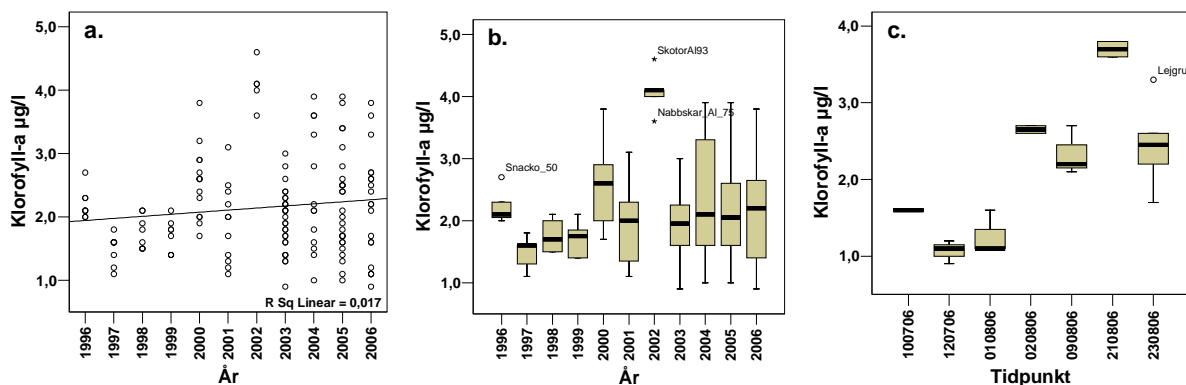
Figure 52. Trend in the chlorophyll-a during years 2000-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 54, Kökarsfjärden.

Vattenförekomst 55, Kannskärsfjärden

Det förekom inga provtagningar i denna vattenförekomst.

Vattenförekomst 56, Skiftet södra

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($\chi^2=36,863$; $df=10$; $p<0,05$, Kruskal-Wallis) (fig. 53). Det fanns en svagt stigande trend som inte var signifikant. År 2002 hade extrema värden och skiljde sig från de andra åren (Post Hoc, Bonferroni, $p<0,05$). År 2006 fanns en signifikant skillnad i klorofyll-a halt mellan provtagningstidpunkter ($F_{6,13}=14,417$; $p<0,05$, ANOVA). Skillnaden var inte signifikant mellan provtagningslokaler.

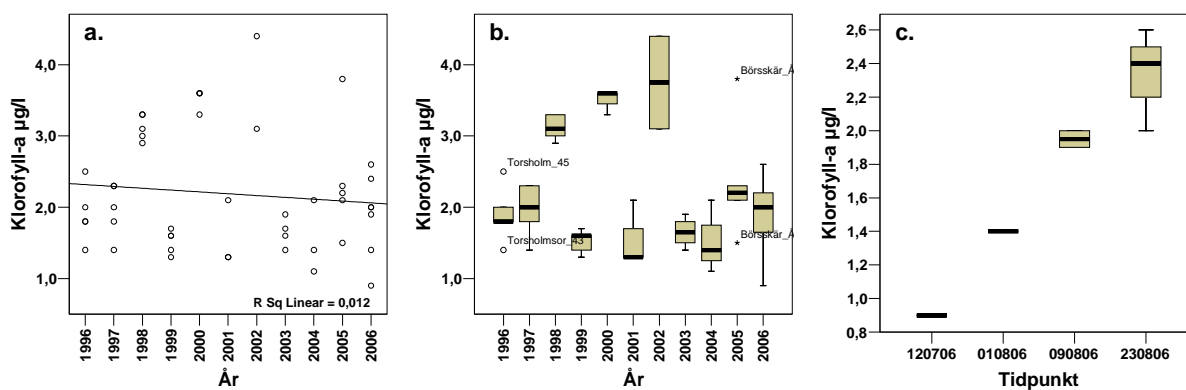


Figur 53. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 56, Skiftet södra.

Figure 53. Trend in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 56, Skiftet södra.

Vattenförekomst 57, Enklingefjärden

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($F_{10,73}=10,491$; $p<0,05$, ANOVA) (fig. 54). Åren 1998, 2000 och 2002 bidrog mest till denna skillnad (Post Hoc, Bonferroni, $p<0,05$). År 2002 hade de högsta klorofyll-a värdena. Det att högre värden återkommer med två års mellanrum kan bero på att vissa provtagningslokaler besöks vartannat år. Det fanns en svagt sjunkande trend som inte var signifikant. År 2006 fanns en signifikant skillnad i klorofyll-a halt mellan provtagningsstidpunkter ($F_{3,3}=9,480$; $p<0,05$, ANOVA), men inte mellan provtagningslokaler.

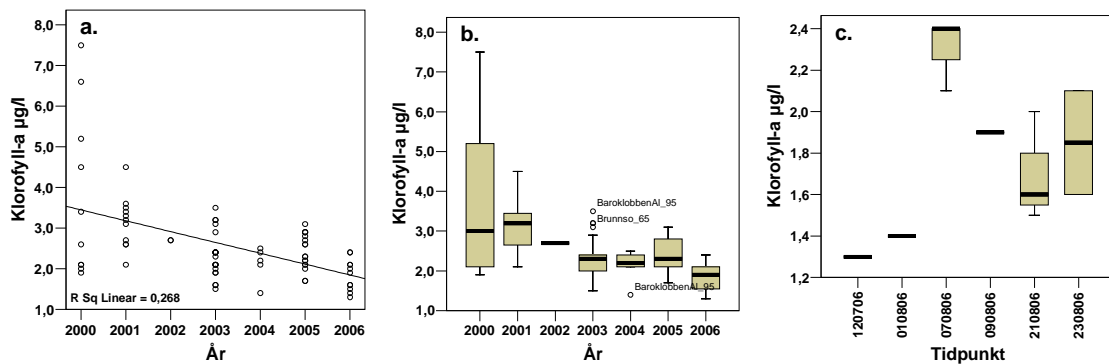


Figur 54. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 1996-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 57, Enklingefjärden.

Figure 54. Trend in the chlorophyll-a during years 1996-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 57, Enklingefjärden.

Vattenförekomst 58, Brändö innerskärgård

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan åren ($\chi^2=24,941$; $df=6$; $p<0,05$, Kruskal-Wallis) (fig. 55). År 2000 skiljde sig från de övriga åren (Post Hoc, Bonferroni, $p<0,05$). Det fanns en sjunkande signifikant trend i klorofyllhalt ($R^2=0,268$, $p<0,05$). År 2006 fanns det ingen signifikant skillnad i klorofyll-a halt i tid eller i rum, vilket kan bero på få provtagningar vid vissa tidpunkter.



Figur 55. Trend i klorofyll-a halt under åren 2000-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 58, Brändö innerskärgård.

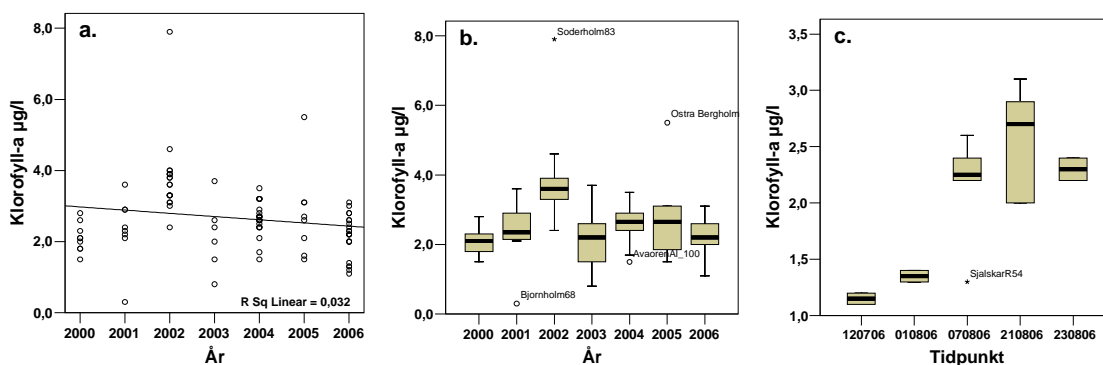
Figure 55. Trend in the chlorophyll-a during years 2000-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 58, Brändö innerskärgård.

Vattenförekomst 59, Ängskärsfjärden

Det förekom inga provtagningar i denna vattenförekomst..

Vattenförekomst 60, Skiftet norra

Klorofyll-a halten varierade signifikant mellan år ($F_{6,87}=8,600$; $p<0,05$, ANOVA) (fig. 56). År 2002 bidrog mest till denna variation och hade de högsta klorofyll-a värdena (Post Hoc, Bonferroni, $p<0,05$). Det fanns en svag sjunkande trend som inte var signifikant. År 2006 fanns en signifikant skillnad i klorofyll-a halt mellan provtagningstidpunkt ($F_{4,17}=7,292$; $p<0,05$, ANOVA), men inte mellan lokaler.



Figur 56. Förändringar i klorofyll-a halt under åren 2000-2006 (a,b) och variation i klorofyll-a halt under år 2006 (c) i vattenförekomst 60, Skiftet norra.

Figure 56. Trend in the chlorophyll-a during years 2000-2006 (a,b) and variation during year 2006 (c) in the water body 60, Skiftet norra.

Vattenförekomst 61, Kökar inre skärgård

Det förekom inga provtagningar i denna vattenförekomst.

3.1.3 Referensvärden och klassgränser

Det har på senare år hänt en hel del vid framtagandet av referensvärden och klassgränser för bedömning av vattenkvalitet enligt klorofyll-a. I Finland har man tagit fram preliminära förslag som här testas för de åländska vattenförekomsterna. Referensvärden och klassgränser är framtagna enligt den beskrivning som finns beskrivet i metoder. Då senaste utredning över bedömningsgrunder för åländska vatten gjordes (MÄENSIVU 2006), fanns det inte några empiriska uträkningar eller fastslagna klassgränser hos våra grannländer. Eftersom Åland befinner sig mycket nära fasta Finland och våra vatten överlappar varandra kan man med god sannolikhet tillämpa finländska referensvärden även här. I Finland har man skilda referensvärden för de olika skärgårdszonerna i sydvästra Finlands skärgård (Lou) och i Bottenhavet (Ses) (VUORI *et al.* 2006). Dessa två delområden av Östersjön omsluter Åland. Därför testades referensvärden och klassgränser som i Finland tagits fram för Bottenhavets yttre skärgård (Ses) på de nordliga åländska vattenförekomsterna i yttreskärgården. Vattenförekomster som berörs av dessa är: 1, 14, 37, 38, 39, 40 och 60 (fig. 2). Förutom referensvärden och klassgränser för Bottenhavet testades även endast de referensvärden och klassgränser som tagits fram för sydvästra Finlands skärgård (Lou) (tab. 3).

Tabell 3 Referensvärden och klassgränser för klorofyll-a som används i Finland (Lou = Sydvästra Finlands skärgård, Ses = Bottenhavet, chl-a = Klorofyll-a µg/l, EQR = Ecologic quality ratio)

Table 3. Reference values and class boundaries used in Finland (Lou = Archipelago of SW Finland, Ses = Bothnian sea, chl-a = Chlorophyll-a µg/l, EQR = Ecologic quality ratio)

	Innerskärgård Lou		Mellanskärgård Lou		Ytterskärgård Lou		Ytterskärgård Ses	
	chl-a	EQR	chl-a	EQR	chl-a	EQR	chl-a	EQR
Referensvärde	2,00		1,80		1,60		1,30	
Hög/God	2,40	0,83	2,20	0,82	1,90	0,84	1,60	0,81
God/Måttlig	3,70	0,54	3,20	0,56	2,90	0,55	2,30	0,57
Måttlig/Otillfredsställande	10,00	0,20	9,00	0,20	8,00	0,20	7,00	0,19
Otillfredsställande/Dålig	20,00	0,10	18,00	0,10	16,00	0,10	13,00	0,10

3.1.4 Klassificering enligt klorofyll-a

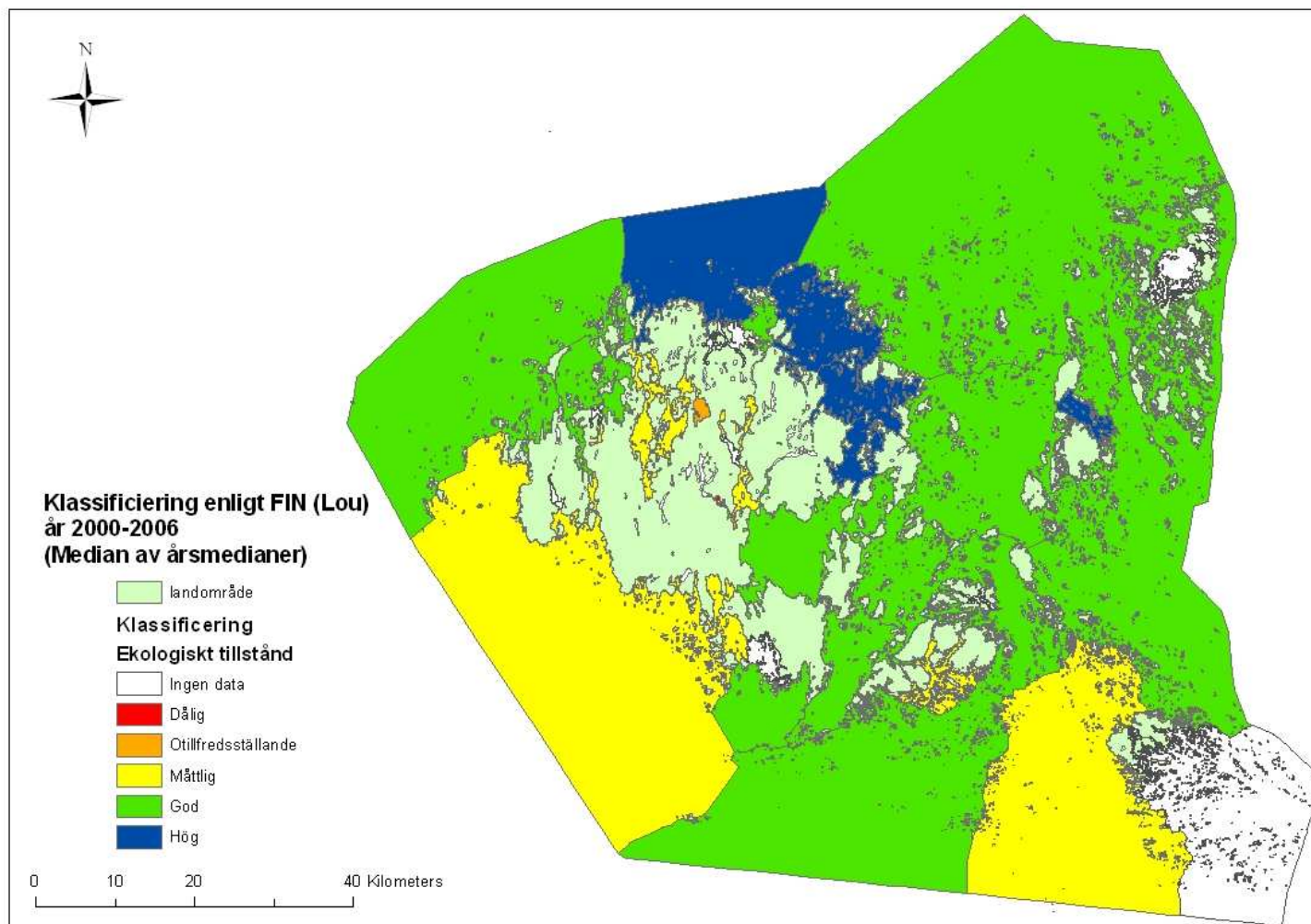
Klassificeringen av vattenförekomster kring Åland gjordes på basen av klorofyll-a mätningar från åländska undersökningar och monitoringprogram gjorda mellan år 2000 och 2006 (bil. 1). I ett första test har årsmedianernas median använts för uträkning av status enligt referensvärden och klassgränser först endast för Lou (fig. 57) och sedan för uträkning enligt Lou samt Ses i norr (fig. 58). I det andra exemplet har medelvärden av årsmedelvärden inom varje vattenförekomst använts först för uträkning av status enligt referensvärden och klassgränser endast för Lou (fig. 59) och sedan för uträkning enligt Lou samt Ses i norr (fig. 60). Vattenförekomsterna 1, 14, 37, 38, 39, 40 och 60, är de som klassificerats enligt referensvärden och klassgränser framtagna för Bottenhavets ytterskärgård (Ses) i Finland.

De flesta vattenförekomsterna föll under klassen god (oberoende av om Lou eller Ses användes). Därefter föll den näst största delen av vattenförekomster (vf) inom klassen måttlig. Hög klasstillhörighet fick som mest sex vattenförekomster och som minst två vattenförekomster ifall medelvärdet samt referensvärden för Bottenviken (Ses) användes. I tabell 4 finns uppräknat hur många vattenförekomster som föll under de olika klasserna. De olika bedömningsgrunderna finns i skilda kolumner (Fin Lou (Median), Fin Lou+Ses (Median), Fin Lou(Medel) och Fin Lou+Ses(Medel)). Vattenförekomsterna 14, 38, 40 och 60 sjönk en klass då referensvärdet för ytterskärgården i Bottenhavet användes på de norra områdena uträknat med medianvärden. Vattenförekomsterna 14 och 38 sjönk från hög till god klass och vattenförekomsterna 40 och 60 sjönk från god till måttlig klass. Då referensvärdet för ytterskärgården i Bottenhavet användes på de norra områdena uträknat med medelvärde, sjönk vattenförekomsterna 1, 38, 40 och 60 en klass. Vf 38 sjönk från hög till god och vf 1, 40 och 60 sjönk från god till måttlig klass. Vare sig medianen eller medelvärdet användes, föll flera vattenförekomster under klassen god ifall referensvärden för Bottenhavet på de norra åländska vattenförekomsterna användes. Då medianen användes föll ytterligare två

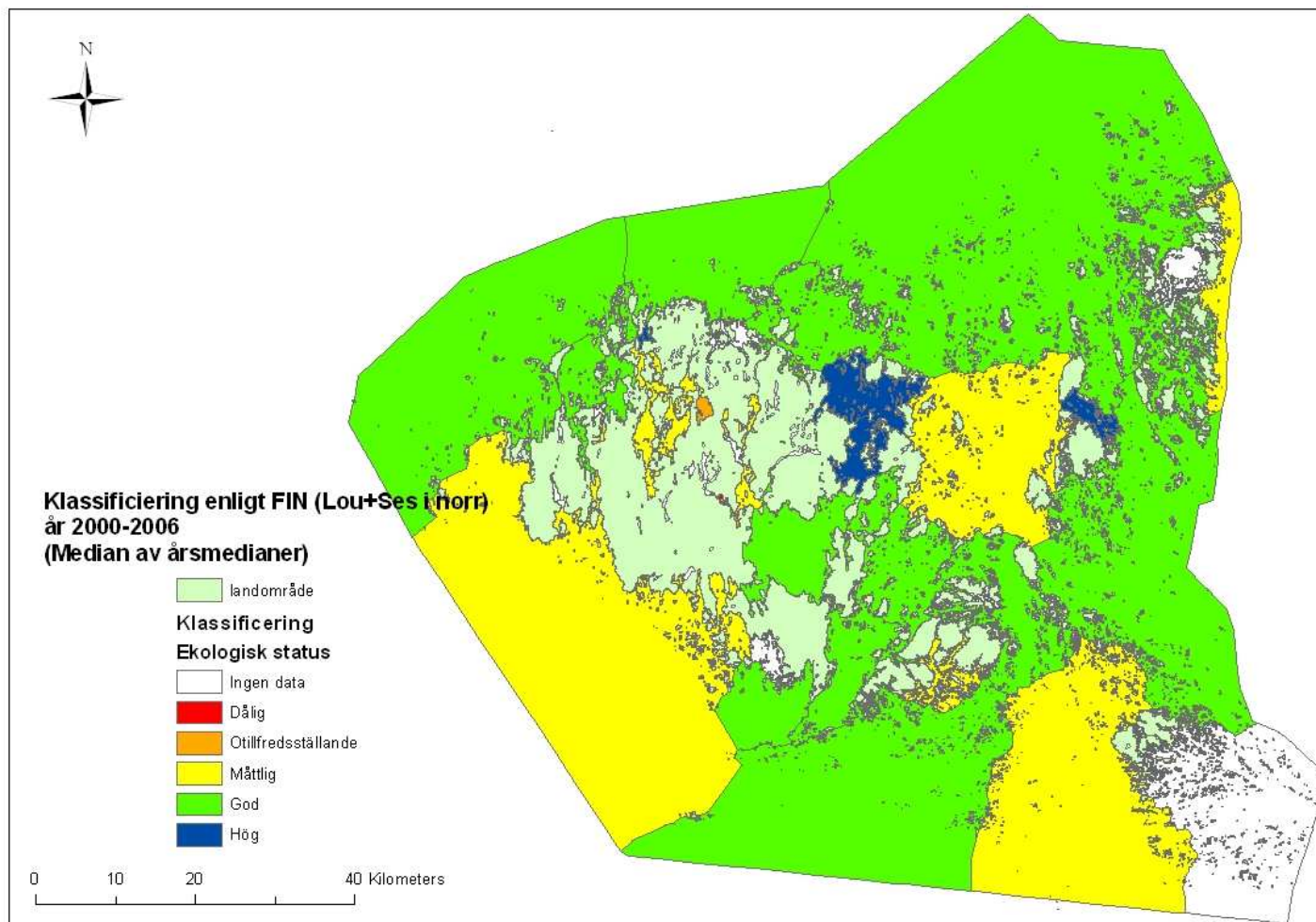
förekomster (40 och 60) och då medelvärde användes föll ytterligare tre förekomster (1, 40 och 60) under klassen god jämfört med ifall endast referensvärden för sydvästra Finlands skärgård användes vid klassificering. Antalet vattenförekomster tillhörande klasserna otillfredsställande och dålig behölls oförändrat. Av de vattenförekomster som tillhörde klassen hög sjönk två förekomster (14 och 38) en klass då median och Bottenhavets referensvärden användes. Ifall medelvärde och Bottenhavets referensvärden användes så föll endast en vattenförekomst (38) från klassen hög till god. Då medianvärdet och referensvärden för Bottenhavet användes så hölls antalet vattenförekomster som tillhörde klassen god oförändrat, men två vattenförekomster (40 och 60) "degraderades" till klassen måttlig. Ifall medelvärde och Bottenhavets referensvärden användes på de norra vattenförekomsterna så föll sammanlagt tre vattenförekomster från hög (38) eller god (40 och 60) till måttlig klass. Antalet vattenförekomster som föll under klassen god var mellan 22 och 26, beroende på vilka referensvärden som användes (tab. 4).

Tabell 4. Antalet vattenförekomster som faller under de olika ekologiska klasserna.
Table 4. Number of water bodies that belongs to the different ecological classes.

Klass	Fin Lou (Median)	Fin Lou+Ses (Median)	Fin Lou (Medel)	Fin Lou+Ses (Medel)
Hög	6	4	3	2
God	23	23	25	23
Måttlig	18	20	19	22
Otillfredsställande	2	2	2	2
Dålig	2	2	2	2

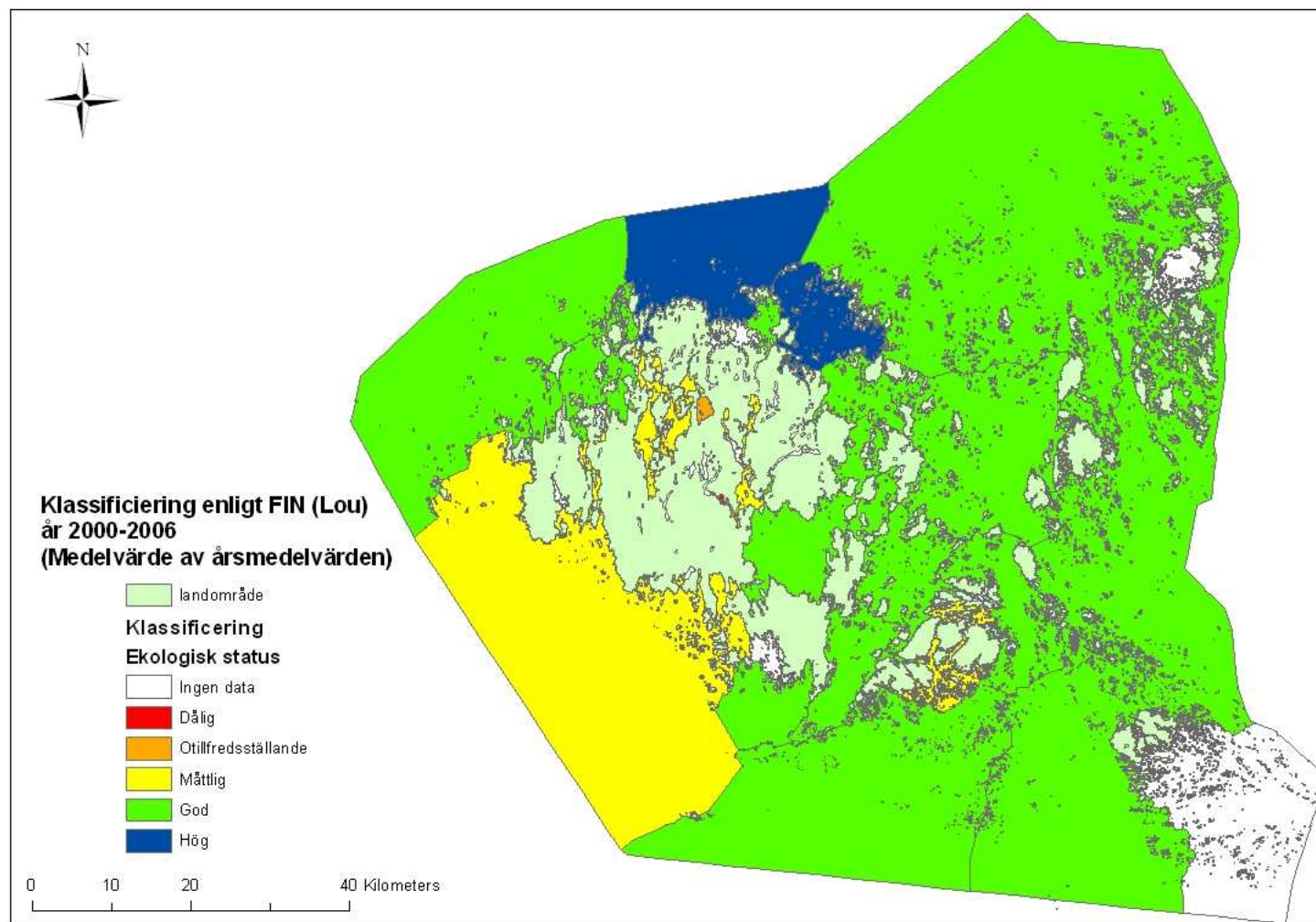


Figur 57. Klassificering av Ålands kustvatten med medianvärdet av klorofyll-a halt för åren 2000-2006 och enligt referensvärden för sydvästra Finlands skärgård.
 Figure 57. Classification of Åland Islands coastal areas using median chlorophyll-a values from years 2000-2006 and reference values for SW Finland's archipelago.

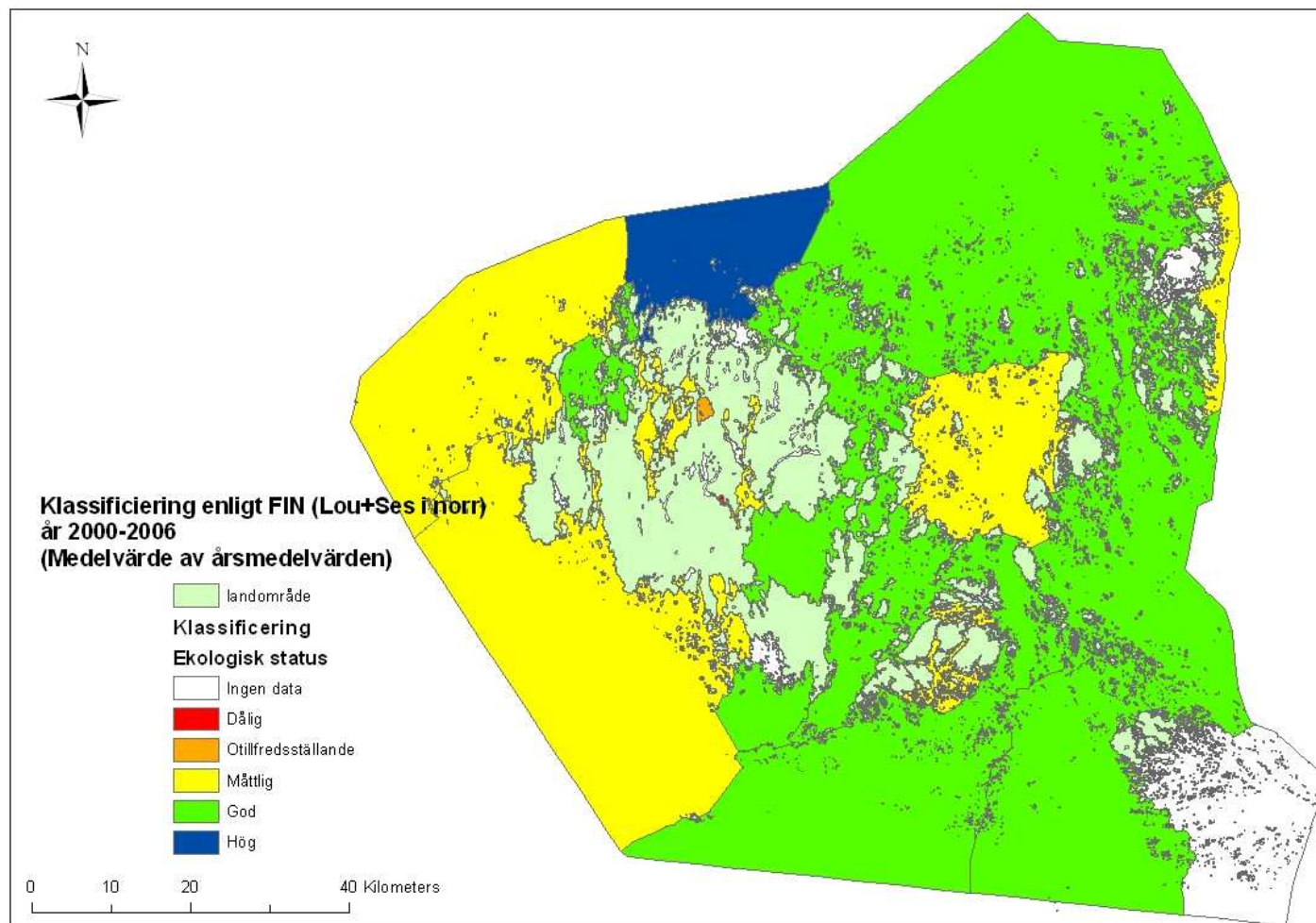


Figur 58. Klassificering av Ålands kustvatten med medianvärdet av klorofyll-a halt för åren 2000-2006 och enligt referensvärden för sydvästra Finlands skärgård samt referensvärden för Bottenhavet i norr.

Figure 58. Classification of Åland Islands coastal areas using median chlorophyll-a values from years 2000-2006 and reference values for SW Finland's archipelago and reference values for the Bothnian Sea in the northern areas.



Figur 59. Klassificering av Ålands kustvatten med medelvärdet av klorofyll-a halt för åren 2000-2006 och enligt referensvärden för sydvästra Finlands skärgård.
 Figure 59. Classification of Åland Islands coastal areas using mean chlorophyll-a values from years 2000-2006 and reference values for SW Finland's archipelago



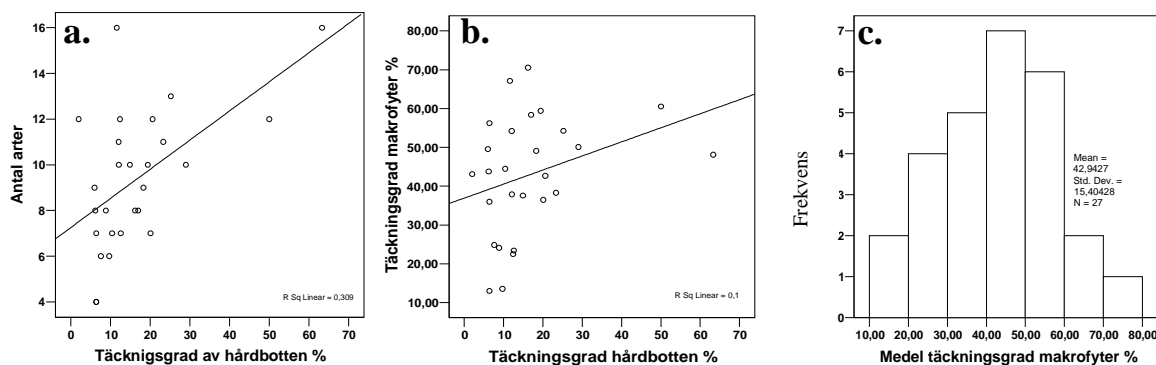
Figur 60. Klassificering av Ålands kustvatten med medelvärdet av klorofyll-a halt för åren 2000-2006 och enligt referensvärden för sydvästra Finlands skärgård samt referensvärden för Bottenhavet i norr.

Figure 60. Classification of Åland Islands coastal areas using mean chlorophyll-a values from years 2000-2006 and reference values for SW Finland's archipelago and reference values for the Botnian Sea in the northern areas.

3.2 Undersökning av mjukbottenmakrofyter

Totalt påträffades 32 arter av makrofyter vid de 27 lokalerna. Som mest observerades 16 arter vid två lokaler, Gölpö och Äskholmen. I medeltal förekom nio arter vid transekterna. Lokal nummer 20, Ramsö, hade endast fyra arter. I medeltal hade lokalerna 68,8 % andel mjukbotten (sand, silt och lera) och 16,6 % andel hårbotten (klippa och block) längs transekten (50 m). De lokaler som hade stor andel hårbotten hade även flera arter (fig. 61). Den totala täckningsgraden av makrofyter påverkades inte lika mycket av andelen hårbotten längs transekten (fig. 61). Den högsta täckningsgraden av makrofyter, över 70 %, förekom vid Östra Fiskö (27) på Brändö och den minsta täckningsgraden, 13 %, vid Östra Bockholm (23) på Föglö. Lokalerna 4 (Ramsholm) och 7 (Äskholmen) hade en täckningsgrad av hårbotten som var högre än 50 % och kan inte anses vara mjukbottenlokaler (se bil. 2 för andelen hård- resp. mjukbotten vid varje lokal).

De vanligast förekommande arterna var ålnate och borstnate. De förekom i över 90 % av alla lokaler. Arter av släktet *Chara* anses vara känsliga för miljöförändringar (BLIDOW 2000). De förekom endast vid nio lokaler. Den vanligaste var borsträse (*Chara aspera*), men även havsräse (*Tolypella nidifica*) och grönsträse (*Chara baltica*) förekom vid enstaka lokaler.



Figur 61. a) Förhållandet mellan antal arter samt b) täckningsgrad av makrofyter i förhållande till andelen hårbotten, samt c) frekvens av makrofyternas täckningsgrader vid de 27 transekterna.

Figure 61. a) Relations between percent hard bottom cover and b) species count and percent vegetation cover, and c) the frequencies of vegetation cover (right) at the 27 studied localities.

3.2.1 Lokalbeskrivningar

Nedan följer korta beskrivningar av varje lokal. Ur tabell 5 framgår lokalernas namn, provtagningsdatum, position, transektens riktning och största djup. Vid lokal 27 gick det inte att ta transektens slutkoordinater, eftersom transekten karterades utan båt från land p.g.a. dåligt väder.

Tabell 5. Provtagningsdatum, undersökningslokalernas positioner (KKJ), transekternas kompassriktning och största djup (m).

Table 5. Position (coordinates in KKJ), direction of the transects and maximum depth (m) of studied localities

Nr.	Lokal namn	Område	Datum	Transekt början Koordinater		Transekt slut Koordinater		Riktning (°N)	Djup (cm)
				N	E	N	E		
1	Lilla Ivarskär	NW Åland	1.8.2007	60.16.131	19.49.075	60.16.118	19.49.041	210	270
2	Snäckö	NW Åland	1.8.2007	60.19.739	19.48.101	60.19.717	19.48.065	220	450
3	Gölpö	NW Åland	2.8.2007	60.20.704	19.42.387	60.20.714	19.42.426	75	300
4	Ransholm	Lumparn	3.8.2007	60.06.584	20.05.440	60.06.587	20.05.493	80	370
5	Stornäset	Lumparn	3.8.2007	60.11.911	20.03.280	60.11.896	20.03.243	230	400
6	Sommarön	Lumparn	3.8.2007	60.12.485	20.01.534	60.12.507	20.01.520	340	600
7	Åskholmen	Vårdö	6.8.2007	60.17.552	20.19.715	60.17.582	20.19.735	30	350
8	Östra Orrskär	Vårdö	6.8.2007	60.17.027	20.18.934	60.17.002	20.18.964	140	400
9	Rävsfattet	Vårdö	6.8.2007	60.21.072	20.17.861	60.21.086	20.17.796	285	400
10	Verviken	Vårdö	6.8.2007	60.16.492	20.22.539	60.16.528	20.22.535	350	300
11	Svartholm	Vårdö	7.8.2007	60.11.982	20.20.698	60.11.973	20.20.625	245	390
12	Rönnören	Vårdö	7.8.2007	60.13.652	20.21.066	60.13.643	20.21.112	100	300
13	Gåsören	Vårdö	7.8.2007	60.11.596	20.23.374	60.11.594	20.23.300	260	370
14	Vädernäs	Vårdö	8.8.2007	60.13.100	20.23.616	60.13.097	20.23.674	105	370
15	Hullvik	Vårdö	8.8.2007	60.15.427	20.24.752	60.15.425	20.24.665	260	250
16	Kätholm	Vårdö	8.8.2007	60.14.593	20.18.799	60.14.594	20.18.800	340	300
17	Norra Granboda	Föglö	13.8.2007	60.03.952	20.28.285	60.03.982	20.28.321	30	290
18	Kalvholmsfjärden	Föglö	13.8.2007	60.04.110	20.30.335	60.04.090	20.30.381	135	300
19	Ö norr om Ryssholm	Föglö	13.8.2007	60.01.303	20.26.679	60.01.331	20.26.642	325	200
20	Ramsö	Föglö	14.8.2007	59.59.183	20.27.861	59.59.198	20.27.926	65	300
21	Samnanholm	Föglö	14.8.2007	60.01.313	20.29.389	60.01.341	20.29.400	0	320
22	Södra Nötö	Föglö	15.8.2007	60.05.137	20.30.902	60.05.103	20.30.938	135	500
23	Östra Bockholm	Föglö	15.8.2007	60.05.246	20.34.992	60.05.251	20.35.062	75	320
24	Södra Brännfjärd	Föglö	15.8.2007	60.03.703	20.32.975	60.03.731	20.32.954	325	520
25	Ö väster om Hamnholm	Brändö	27.8.2007	60.25.342	21.01.683	60.25.332	21.01.753	90	600
26	Krokholm	Brändö	28.8.2007	60.23.270	21.03.406	60.23.289	21.03.369	310	500
27	Östra Fiskö	Brändö	29.8.2007	60.27.047	20.57.222	-	-	110	670

1. Lilla Ivarskär (NW Åland)

Transekten började vid en klippa i södra ändan av Lilla Ivarskär. Bredvid transekten de första 12 m fanns ett vassbälte som omgav stora delar av ön. På 1,5 m djup slutade vassbältet och botten typen övergick från hård till mjuk vid mellan 7 och 15 m avstånd från startpunkten. Enstaka borsträfsse (*Chara aspera*) förekom med jämna mellanrum längs transekten. Hårdbotten nära stranden dominerades av grönslick (*Cladophora glomerata*) och i de mjukare sedimenten på djupare vatten förekom mest ålnate (*Potamogeton perfoliatus*). Transektens djupaste avsnitt, 3 m, fanns vid mellan 35 och 45 m avstånd från stranden. Efter en undervattensklippa vid 2,5 m djup i transektens slutända fortsatte lerbotten på 3 m djup

med glesa bestånd av ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) och borstnate (*Potamogeton pectinatus*). Samma förhållanden fortsatte så långt framåt att vegetationens djuputbredning inte kunde noteras. Det hade samlats måttligt med detritus från 9 meter och framåt längs transekten. Lite drivande alger fanns längs hela karteringsprofilen. Totalt påträffades tio arter vid Lilla Ivarskär. Medeltäckningsgrad i karteringsrutor var 50 %. Denna lokal ingick även i en vegetationsundersökning av Scheinin & Söderström (2005) år 2004. Då hade endast fem arter påträffats längs transekten.

2. Snäckö (NW Åland)

Botten bestod till stor del av stenar i början av transekten och därefter var silt och lera de dominerande substraten. Djupet sluttade jämnt mot 4,5 meters djup vid transektens slut. Mellan stenarna förekom borststräfsse (*Chara aspera*) i rikliga mängder (50 % täckning i vissa rutor). Även enstaka havsrufse (*Tolypella nidifica*) påträffades. Höstlånke (*Callitriche hermaphrodita*), ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) och axslinga (*Myriophyllum spicatum*) bildade glesa bestånd till ca 3 m djup. Efter 4 m djup påträffades endast enstaka hornsärv (*Ceratophyllum demersum*) samt någon enstaka höstlånke. Efter transektens slut påträffades stora mängder av drivande alger bestående främst av ullsläke (*Ceramium tenuicorne*). Totalt påträffades tolv arter vid Snäckö. Medeltäckningsgraden i rutor var 43 %. Denna lokal hade även besökts av Scheinin & Söderström (2005) år 2004. År 2004 hade sju arter påträffats.

3. Gölpö (NW Åland)

Transekten låg vid en långgrund strand där botten till en början bestod av klippa och stenar och från ca 5 m och framåt av stenar, sand och silt. Djupet var 3 m vid slutet av transekten. Trådalgsbältet med grönslick förekom fram till 7 m avstånd från stranden. Blåstångsbältet, som började därefter sträckte sig till 30 m avstånd, men det förekom ännu enstaka blåstångsruskor till 3 m djup. Blåstången såg överlag välmående ut trots att det fanns ställvis rikligt med drivande alger i stora delar av blåstångsbältet. Enstaka borsträfsse och havsrufse fanns längs transekten. Borstnate förekom sparsamt inne i blåstångsbältet. Efter transektens slut fanns det stora bestånd av sudare (*Chorda filum*) ner till 5 m djup. Havsrufse (*Tolypella nidifica*), ålnate (*Potamogeton perfoliatus*) och hårsärv (*Zanichellia palustris*) förekom till ca 6 m djup, där växtligheten hade sin utbredningsgräns vid denna lokal. Totalt påträffades 16 arter längs transekten. Denna lokal besöktes även år 2004 av Scheinin & Söderström (2005). Gölpö är inte en typisk mjukbottenlokal eftersom botten substratet till stor del bestod av hårdbotten och sand. År 2004 hade tolv arter påträffats längs transekten.

4. Ransholm (Lumparn)

Transekten började vid en klippa som fortsatte de tre första metrarna. Därefter dominerades substratet av grus, sand och silt. Transekten slutade vid 3,7 m djup. Klippavsnittet hade en dominerande påväxt av grönslick, därefter förekom trådslick och smalskägg på stenarna ner till nästan 3 m djup. Mellan 4 och 11 meter från stranden förekom korvsnöre (*Scytosiphon lomentaria*). Ransholm var den enda lokalen där

denna art påträffades. Mot slutet av transekten vid ca 3,5 m djup fanns ett tätt bestånd av ålgräs och borstnate. Som påväxt fanns här gles molnslick (*Ectocarpus silicosus*). Efter 5 m djup utanför transekten fanns drivande krulltrassel (*Stichtiosifon tortilis*). Totalt påträffades tolv arter. Medeltäckningsgraden i rutor längs transekten var 61 %. Denna lokal hade även besökts år 2004 av Scheinin & Söderström (2005). Då hade 13 arter påträffats.

5. Stornäset (Lumparn)

Lokalen befann sig i ett område där nästan hela strandlinjen var bevuxen av vass (*Phragmites australis*). Transekten låg vid en utstående klippa. Bottentypen var överlag blandad, med ett finare substrat mot slutet av transekten. Vid klippans början förekom ett trådalgsbälte med grönslick och tarmalger. Lokalen var relativt exponerad från Lumparn, vilket märktes bland annat i förekomst av blåstång (*Fucus vesiculosus*). Blåstångsbältet sträckte sig från 4 till 22 meters avstånd från stranden vid ca 2 m djup. Borstnate förekom längs hela transekten fram till 30 m avstånd från stranden. Vid ca 15 m bildade den täta bestånd (95 % täckning). Ålnate fanns tillsammans med borstnate vid mellan 25 och 30 m från stranden. Efter transektens slut på ca 4 m djup fanns endast enstaka ålnate och axslinga. Stornäset var den enda lokalen där ålgräs påträffades. Sammanlagt tretton arter påträffades och medeltäckningsgraden var 54 %. Denna lokal hade även besökts av Scheinin & Söderström (2005) år 2004. Då hade 15 arter påträffats.

6. Sommarön (Lumparn)

I början av transekten bestod botten främst av stenar. Mot slutet förändrades substratet gradvis till finare material så att det efter 30 m avstånd endast förekom lera. Vegetationen slutade vid ca 5 m djup. Här fanns ett exemplar av hornsärv och ishavstofs på en sten. Ett vassbälte sträckte sig från 5 till 18 m från stranden. Inne i vassbältet fanns en hel del ren blåstång. I mitten av transekten förekom glesa bestånd av ålnate ner till 3,2 m djup, även enstaka havsrufse och vitstjälksmöja påträffades här. Bredvid transekten fanns i början enstaka hårsärv, höstlänke och axslinga. Lokalen ligger vid en liten ö, vid vars båda sidor fanns 5,8 m respektive 5,0 m djupa farleder, som var livligt trafikerade. Detta var antagligen en orsak till att det hade samlats stora mängder detritus från 1 m djup och nedåt. Transekten slutade vid 6 m djup. Totalt fanns här tolv arter och medeltäckningsgraden var 23 %. Denna lokal hade tidigare även besökts av Scheinin & Söderström (2005) år 2004. Då hade 17 arter påträffats.

7. Äskholmen (Vårdö)

Lokalen fanns utanför en grund havsvik och är en hårbottenlokal. Den valdes delvis för att omfattande vegetationsundersökningar av Husö biologiska station pågår i den grunda havsvik som finns söder om

lokalen i närheten av transekten. Transekten började med stora block för att sedan övergå i en blandning av sten och grus. I slutet fanns dessutom en del sand inblandad. Främst trådslick men även grönslick dominerade trådalgsbältet som träckte sig 5-6 m ut från stranden. Efter det dominerades vegetationen av blåstång fram till ca 15 m från stranden. Den hade en påväxt av molnslick, smalskägg samt tångludd. Efter tångbältet förekom enstaka individer av borstnate och mot slutet av transekten fanns sudare, ålnate samt ishavstofs på ca 3,5 m djup. Sista ålnaten påträffades vid 5 m djup. Längs stora delar av hela transekten fanns rikligt med drivande alger, främst krulltrassel. Efter transektens slut påträffades ett exemplar av rödris (*Rhodomela confervoides*) på 6 m djup. Åskholmen var den enda lokalen där denna rätt sällsynta art fanns. Blåmussla (*Mytilus trossulus*) fanns rikligt efter 6 m djup. Totalt fanns 16 arter längs transekten. Medeltäckningsgraden av vegetation i rutor uppgick till 48 %.

8. Östra Orrskär (Vårdö)

Transekten började med sten men övergick snabbt i silt och sten ända till slutet på 4 m djup. Måttligt med drivande alger och detritus förekom längs hela transekten. Vid de första 10 metrarna fanns ett vassbälte. Det förekom trådalger, främst grönslick, i början av transekten bland vassen. På stenarna fanns enstaka ruskor av blåstång och mellan stenarna fanns borstnate ner till ca 2 m djup. Glesa bestånd av ålnate fanns längs hela transekten, men inte efter 4 m djup. En stor del av de drivande algerna bestod av släktet *Monostroma* spp. Enstaka borsträfsse påträffades, och utanför transekten fanns även vitstjälksmöja. Mot slutet av transekten förekom höstlånke bredvid karteringslinan. Efter transektens slut påträffades lösliggande kräkel samt sudare och violettslick. Totalt fanns här tolv arter. Medeltäckningsgraden i rutor var 43 %.

9. Rävskottet (Vårdö)

De första 5 m från stranden bestod bottensubstratet av block och sten, men övergick sedan i grus och silt. De sista tio metrarna täckte lera hela botten vid 4 m djup. Det fanns måttligt med drivande alger längs hela transekten. I början fanns rikligt med detritus, men förekomsten avtog sedan mot slutet. Trådalgsbältet bestod av trådslick och grönslick. Ett blåstångsbälte förekom på stenarna mellan 5 och 13 m från stranden. Efter detta dominerades transekten av sudare och ålnate. Bredvid transekten fanns vitstjälksmöja och borsträfsse. Efter 40 m fanns stora bestånd av drivande blåstång, som såg välmående ut. Efter transektens slut fanns ner till 4,5 m djup hårsärv och efter det endast ålnate. Det gick inte att få djuputbredningsgränsen för ålnate eftersom växtligheten fortsatte långt efter transektens slut. Det totala artantalet var tio. Täckningsprocenten var i medeltal 59 %.

10. Verviken (Vårdö)

Substratet var i början av transekten klippa, men övergick efter de första metrarna till sand och mot slutet fanns endast lera med lite grus. I trådalgsbältet ingick trådslick och smalskägg. Mellersta delen av transekten bestod till stora delar av bart botten med enstaka inslag av borsträfsse. 22 meter från stranden fanns större bestånd av borsträfsse tillsammans med borstnate och ålnate. Enstaka sudare samt trådnate förekom i slutet av transekten på 3 m djup. Borstnate och borsträfsse var dominerande arter. Bredvid transekten fanns havsrufse på 4 m djup ca 60 m från stranden. Efter 5 m djup fanns endast ålnate och borstnate. Totalt fanns här åtta arter och medeltäckningen av vegetationen i rutorna var 24 %.

11. Svartholm (Vårdö)

Fram till tio meter från stranden bestod botten av sten grus och sand, men övergick sedan till en dominans av lera ända till slutet på 3,7 m djup. I början fanns grönslick och tarmalg. Växter av släktet *Potamogeton spp.* dominerade hela transekten, men även sudare var vanlig. I början fanns rikligt med trådnate bredvid transekten. Drivande alger förekom rikligt på mellersta avsnittet. Bredvid transekten fanns även hårsärv. Efter transektens slut fanns havsrufse och axslinga. Ännu vid 4,5 m djup förekom ålnate och borstnate, men efter 5 m djup fanns endast enstaka individer av sudare på gruskornen. Totalt fanns här elva arter och den genomsnittliga täckningsgraden var 54 %.

12. Rönnören (Vårdö)

Botten bestod i början av transekten av sten och grus och efter det dominerade sand och lera. I mellersta delen av transekten fanns måttligt med drivande alger och detritus. Trådalger vid de tre första metrarna var grönslick och smalskägg. Borstnate dominerade vid den första halvan av transekten, men med inslag av ålnate. Borsträfsse förekom ställvis med liten täckningsgrad. Relativt vanligt förekommande var vitstjälksmöja och axslinga. Utanför transekten noterades även höstlånke. Transekten slutade vid 3,9 m djup. Efter 5 m djup fanns endast borstnate, ålnate och axslinga. Vegetationen fortsatte så långt utanför transekten att det inte gick att notera dess djuputbredning. Totalt tio arter påträffades i transekten. Medeltäckningsgraden var 38 %.

13. Gåsören (Vårdö)

Fram till 4 m från stranden fanns klippbotten. Sten och grus dominerade sedan fram till 10 m från stranden, varefter lerbotten dominerade. I början fanns rikligt med drivande alger och detritus fanns i måttliga mängder längs hela transekten. I början fanns ett litet vassbälte bredvid transekten fram till 7 m från stranden. Efter detta dominerade borstnate som emellanåt uppnådde täckningsgrader på 100 %. Det tätaste borsträfsbältet sträckte sig mellan 11 och 18 m från stranden. Ålnate och axslinga var vanliga. Enstaka borsträfsse, höstlånke och hårsärv förekom. Transekten slutade redan vid 3 m djup, varefter det

endast fanns enstaka exemplar av ålnate, axslinga och vitstjälksmöja. Antal arter totalt var nio och den genomsnittliga täckningsgraden var 49 % i rutor längs transekten.

14. Vädernäs (Vårdö)

Sten och grus dominerade de första 7 metrarna av denna transekt. Efter det bestod botten främst av silt och lera ända till slutet på 3,7 m djup. På mellan 16 och 25 m från stranden fanns ett vrak. Grönslick och smalskägg fanns närmast stranden. Efter det fanns enstaka ålnate och borstnate. Vegetationen var synnerligen sparsam vid denna lokal. Enstaka inslag av höstlånke och sudare kunde hittas på vraket. Efter 3 m djup fanns ingen vegetation. Endast sex arter kunde totalt noteras i karteringsrutorna och deras medeltäckningsgrad var 14 %. Denna station är inte lämplig för framtida undersökningar av vegetation p.g.a. vraket som upptar en stor del av transekten.

15. Hullvik (Vårdö)

Denna transekt fanns relativt nära en fiskodling. Hårdbotten dominerade fram till 7 m från stranden. Efter det bestod botten av fin lera blandad med lite grus. Det förekom rikligt med detritus och drivande alger i början, men sedan endast måttligt. Smalskägg och trådslick förekom på den hårda botten. Efter det dominerade en bredbladig variant av borstnate samt ålnate. Enstaka borsträse och havsrufse förekom. Transekten slutade redan vid 2,5 m djup och vegetationen fortsatte så lång att det inte gick att notera utbredningsgränsen. Överlag fanns det mycket påväxtalger, speciellt på ålnaten. Ålnate dominerade efter 25 m från stranden. Vid denna lokal fanns frodiga storväxta individer av höstlånke. Stora mängder lösliggande *Monostroma* spp fanns inne bland vegetationen. Efter transektens slut förekom hornsärv, axslinga, hårsträse, vitstjälksmöja, höstlånke, sudare samt havsrufse. Detta var den enda lokalen där hårsträse förekom. Det totala antalet arter i transekten var sju, men utanför transekten hittades ytterligare arter. Täckningsgraden var i medeltal 37 %. Denna lokal visade tydliga tecken på övergödning.

16. Kåtholm (Vårdö)

Transekten började vid en klippa som fortsatte 10 m ut från stranden. Efter detta dominerade lerbotten. Det fanns rikligt med detritus längs hela transekten. Ett vassbälte förekom alldeles bredvid transekten fram till 3 m från stranden. Denna lokal dominerades av borstnate och ålnate. Även enstaka hornsärv, borsträse och vitstjälksmöja fanns. Bredvid transekten noterades höstlånke och havsrufse. Efter transektens slut vid 3 m djup fanns täta fläckvisa bestånd av hornsärv. Totalt förekom elva arter och medeltäckningsprocenten var 38 %. Mäensivu (2006) har undersökt en hårbottentransekt vid samma ö.

17. Norra Granboda (Föglö)

Block, sten och grus dominerade fram till 10 m från stranden. Efter det fanns det endast lerbotten fram till slutet på 2,9 m djup. Stora mängder detritus förekom i början av transekten och i slutet fanns rikligt med drivande alger. Det fanns rikligt med grönslick på det hårda substratet i början, tillsammans med lite tarmalg och smalskägg. Efter detta fanns endast ålnate, borstnate och, vid slutet av transekten, enstaka individer av axslinga. Det fanns stora mängder lösliggande *Monostroma*-arter längs stora delar av transekten. Ca 15 m från stranden fanns ett stort bestånd frisk drivande blåstång. Utanför transekten noterades höstlånke, vass och hårsärv. Efter 45 m från stranden förekom ställvis reducerat sediment. Mot slutet, bredvid transekten, förekom några fler individer av axslinga, vitstjälksmöja, havsnajas, höstlånke och hårsärv. Antal arter vid Norra Granboda var sex och den genomsnittliga täckningsgraden 25 %.

18. Kalvholmsfjärden (Föglö)

De tre första metrarna bestod transekten av klippa. Därefter bestod substratet av 100 % lera ända till slutet på 3 m djup. På klippan växte grönslick, smalskägg och tarmalg. Axslinga dominerade den första delen av transekten, efter det var ålnate den vanligaste makrofyten, men även hornsärv och borstnate förekom. Bredvid transekten mellan 9 och 12 meter från stranden fanns havsnajas. Bredvid transekten fanns även hårsärv. Efter 30 m från stranden fanns det rikligt med lösliggande *Monostroma*-arter. Totalt fanns här nio arter och medeltäckningsgraden var 50 %.

19. Ö norr om Ryssholm (Föglö)

Transekten började vid en klippa som sträckte sig 3 m ut från stranden. Här dominerade grönslick och tarmalg. Efter detta bestod botten av en blandning mellan sand, silt och lera fram till slutet av transekten på endast 2 m djup. Borstnate och ålnate var dominerande arter. Efter 20 m från stranden fanns ett tätt bestånd av lösliggande blåstång. Mycket lösliggande *Monostroma* spp. förekom längs hela transekten. Endast ett exemplar höstlånke kunde noteras. Bredvid transekten fanns dessutom axslinga, vitstjälksmöja, havsrufse och hårsträse. Vid slutet kunde även hårsärv noteras bredvid transekten. Totalt fanns här sju arter och medeltäckningsprocenten var 56 %.

20. Ramsö (Föglö)

Fram till 7 meter från stranden bestod botten av sten, grus och sand. Efter det var botten substratet lera och lite sand. Transekten slutade vid 3 m djup. Det förekom rikligt med drivande alger i början. Grönslick dominerade på hårbotten, därefter fanns endast ålnate och enstaka höstlånke. Drivande *Monostroma* spp fanns ställvis. Bredvid transekten kunde hittas även borstnate, hårsärv, havsnajas och vitstjälksmöja.

Efter 4,5 m djup förekom höstlånke, borstnate och ålnate. Totalt fanns det endast fyra arter vid transekten, men sammanlagt åtta arter vid lokalen. Täckningsgraden var i medeltal 36 %.

21. Samnanholm (Föglö)

Bottensubstratet var de 3 första metrarna sten och grus. Efter det fanns endast lerbotten, med enstaka inslag av klippa, fram till slutet av transekten på 3,2 m djup. Trådslick och smalskägg dominerade sten och grusbotten. Efter det fanns rikligt med ålnate och borstnate. Enstaka höstlånke förekom längs transekten. Lösiggande *Monostroma* spp. var vanlig. Bredvid transekten fanns hornsärv, axslinga och vitstjälksmöja. Efter 38 m från stranden fanns det endast enstaka drivande *Monostroma balticum*. Bredvid transekten fanns på 3,2 m djup, ca 48 m från stranden, borstnate och vitstjälksmöja. Arter totalt i denna transekt var sju och medeltäckningsgraden 23 %.

22. Södra Nötö (Föglö)

Transekten bestod av klippa de fyra första metrarna från stranden. Den var bevuxen med grönslick, tarmalg och smalskägg. Efter det dominerade lerbotten till slutet av transekten på 5 m djup. Enstaka block förekom i slutet vid 40 m och 47 m från stranden. Ålnate och borstnate dominerade. Hårsärv förekom ställvis rikligt. Längs stora delar av transekten fanns mycket drivande *Monostroma* spp. Bredvid transekten, vid 26-32 m från stranden, bildade höstlånke stora bestånd. Bredvid fanns även axslinga, vitstjälksmöja och hårsärv. Efter 36 m från stranden på 4 m djup fanns täta bestånd av lösiggande näckhår (*Chladophora fracta*). Sista ålnaten hittades på 4,5 m djup. På mellan 5 och 6 m djup fanns enstaka lösa östersjösallad och näckhår. Totalt tio arter hittades inom transekten, med en genomsnittlig täckningsgrad på 38 %.

23. Östra Bockholm (Föglö)

Första 3 m bestod botten av klippa. Efter det förekom sand, silt och lera. Borstnate dominerade den första delen av transekten fram till 20 m från stranden. Efter det dominerade ålnate. Enstaka individer av sudare samt lösiggande östersjösallad förekom längs transekten. Från 36 m framåt fanns stora täta bestånd av drivande blåstång fram till slutet av transekten. Transekten slutade vid 3,2 m djup. Bredvid transekten på 4 m djup noterades ålnate, höstlånke och hårsärv. Totalt fanns endast fyra arter längs transekten. Ytterligare tre arter noterades utanför transekten. Den genomsnittliga täckningsgraden av vegetation i rutorna var 13 %.

24. Södra Brännfjärd (Föglö)

Transekten började vid en klippa som slutade ca 4 m från stranden. Efter det bestod botten av sand och silt fram till 15 m från stranden och därefter av lera. Grönslick dominerade på klippan. Resten av transekten dominerades av ålnate. 25 m från stranden fanns ett stort bestånd av borsträfs, men även enstaka höstlånke kunde noteras. Mellan 18 och 25 m från stranden fanns stora bestånd av drivande blåstång. Även drivande *Monostroma spp.* var vanlig längs transekten. Sista ålnaten fanns på 4,2 m djup och transekten slutade vid 5,2 m djup. Mot slutet fanns endast enstaka drivande *Monostroma spp.* Antalet arter var totalt sju vid transekten. Deras täckningsgrad var i medeltal 45 %.

25. Ö väster om Hamnholm (Brändö)

De första 4 metrarna bestod botten av sten och lera. Efter det fanns endast lerbotten. Transekten slutade på 6 m djup. Grönslick dominerade på stenarna och efter det fanns det mest ålnate och borstnate. Efter 35 m från stranden fanns lösliggande blåstång. Efter 37 m förekom rikligt med lösa *Monostroma spp.* och krulltrassel. Bredvid transekten fanns enstaka vitstjälksmöja och stora mängder näckhår mellan 13 och 31 meter från stranden. Dessutom förekom höstlånke. Sista ålnaten växte på 4,6 m djup och efter 6 m djup fanns ingen vegetation. Arter totalt var åtta och deras medeltäckningsgrad 44 %.

26. Krokholm (Brändö)

Transekten började vid en klippa som fortsatte ut ca 9 m från stranden. Efter det dominerade lerbotten till transektens slut vid 3,5 m djup. Klippan var beväxt med grönslick, smalskägg och tarmalg. På lerbotten dominerade arterna ålnate och borstnate. Drivande *Monostroma spp.* fanns i stora mängder längs hela transekten. Enstaka individer av sudare förekom på stenar. Bredvid transekten påträffades vitstjälksmöja, axslinga, höstlånke och lite drivande näckhår. Mot slutet av transekten fanns mycket drivande ullsläke (*Ceramium tenuicorne*). Mot slutet fanns även lite svavelbakterier. Sista borstnaten fanns på 3,5 m djup och den sista ålnaten fanns på 5 m djup. Totalt fanns åtta arter längs transekten och deras medeltäckningsgrad i rutorna var 58 %.

27. Östra Fiskö (Brändö)

Första 9 metrarna från stranden dominerade klippa, block och sten. Smalskägg dominerade denna del av transekten tillsammans med grönslick och tarmalg. Från 10 m framåt bestod botten av grus, sand, men mest lera. Transekten slutade vid 6,7 m djup. Drivande *Monostroma spp.* var den dominerande arten vid denna lokal. Den hade en täckningsgrad på 100 % i vissa rutor. Borstnate förekom i täta bestånd mellan 14 och 18 m från stranden på mellan 2 och 2,7 m djup. I övrigt fanns glesa bestånd av ålnate. Sista skottet av sudare fanns på 5 m djup, den sista ålnaten på 4,5 m djup och den sista borstnaten växte på

3,5 m djup. Det fanns totalt åtta arter vid denna lokal. Täckningsgraden var 71 % i medeltal i rutorna. Den höga täckningsgraden beror till stor del på de täta bestånden av drivande *Monostroma spp.* Vid lokalen har troligen tidigare funnits en allmän brygga och det fanns en hel del skräp på botten (bl.a. bildäck och ölburkar). Denna lokal lämpar sig därför inte för framtida vegetationsundersökningar.

3.2.2. Klassificering enligt mjukbottenmakrofyter

För samtliga 27 undersökningslokaler (fig. 3) räknades en ekologisk kvalitetskvot (EQR). Dessutom räknades EQR även på resultaten från 2004 (SCHEININ & SÖDERSTRÖM 2005) för de sex lokaler som var gemensamma med den här undersökningen. EQR-värden räknades enligt formeln:

$$EQR = \frac{\sum ESG I}{\sum (ESG I + ESG II)}$$

ESG I och ESG II i formeln står för Ekologisk stadium grupp I och II. Klassgränserna för ekologisk status och indelning i ESG I och II arter följer Kautsky & Andersson (2005) och är bestämda enligt tillgänglig litteratur och expertutlåtande (tab. 6). När flera transekter undersöktes inom samma vattenförekomst, användes ett medelvärde på EQR-värden. Klassificeringen kunde göras endast på vattenförekomsterna 11, 17, 18, 27, 32, 33, 34, 40, 41, 49, 50, 52, 58 och 59. Meningen med denna undersökning var dock att endast testa ifall denna grund för klassificering fungerar på Ålands kustvatten. Ur figur 62 framgår klassificeringsresultatet med de rätta färgerna för de vattenförekomster som berördes av denna vegetationsundersökning. För att göra en pålitlig klassificering borde flera än en transekt per vattenförekomst karteras. Fler än en transekt karterades endast vid vattenförekomsterna 27, 33, 34, 41, 49, 52 och 58 (tab. 7).

Tabell 6. Klassgränserna för ekologisk status enligt mjukbottenvegetation (Kautsky & Andersson 2005).
Table 6. Class boundaries for the ecological status according to soft bottom vegetation.

EQR värde	Ekologisk status klass
1,00 – 0,75	Hög status/referens förhållanden
0,74 – 0,50	God status
0,49 – 0,25	Måttlig status
0,24 – 0,10	Otillfredsställande status
0,09 – 0	Dålig status

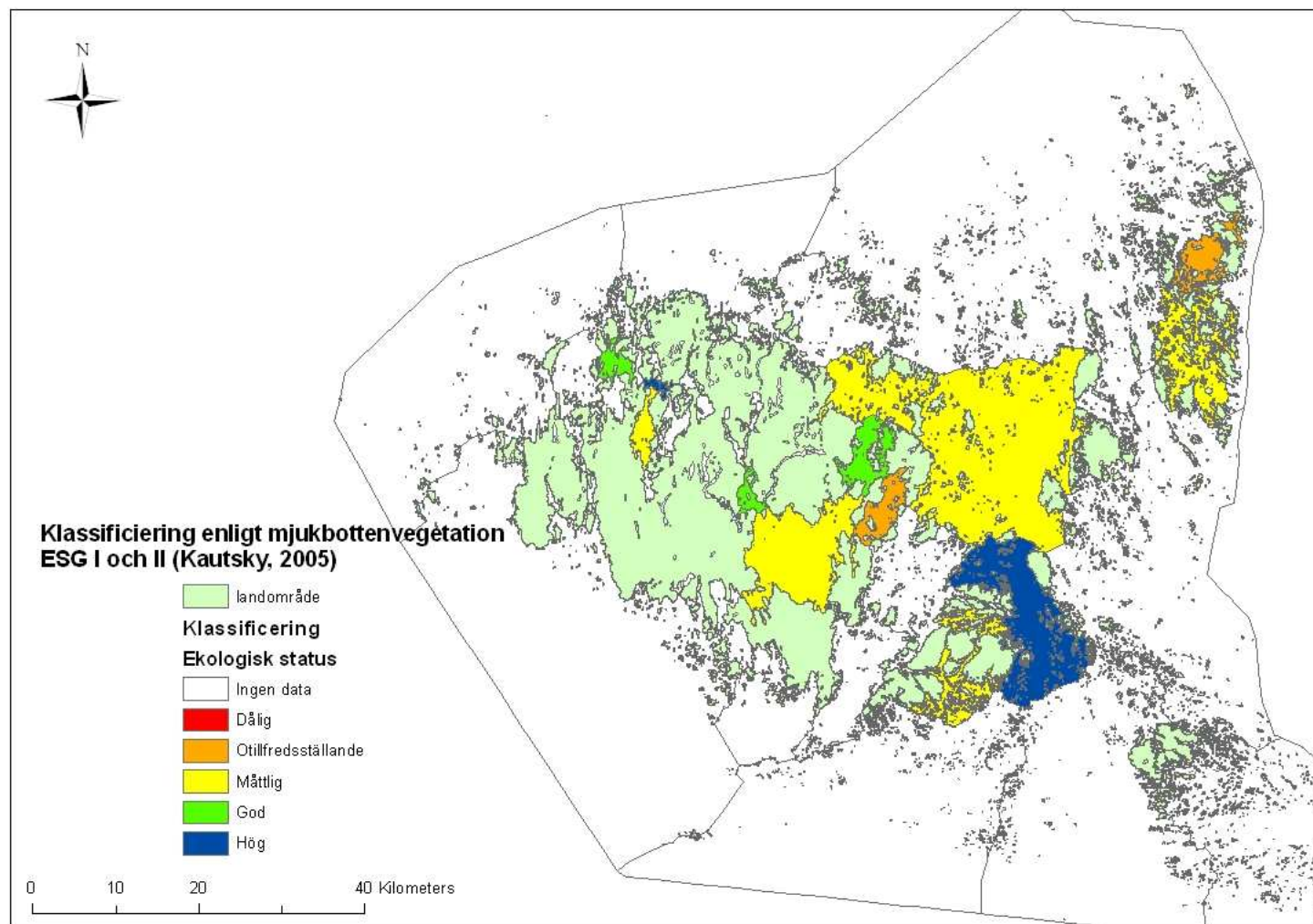
Vid en jämförelse med samma lokaler som besöktes av Scheinin & Söderström (2005) fick två av sex lokaler år 2007 en sämre status. Dessa var Gölpö och Sommarö (tab. 7). Eftersom lokalerna endast

undersöktes en gång 2004 och en gång 2007, kan man inte dra några slutsatser om försämrad status. Skillnaden kan bero på att mellanårsvariationen naturligt kan vara stor inom ett vegetationssamhälle. Enligt Kautsky (2004) krävs det mellan 5-10 profiler per typområde för en tillförlitlig bedömning av områdets ekologiska status. En direkt jämförelse med resultat från Mäensivu (2006) kunde tyvärr inte göras, eftersom kartering med lutherräfsa användes som metod år 2005 istället för dykkartering. Det har påvisats att täckningsgraden och antalet arter skiljer sig mycket beroende på vilken metod som används. Att använda kratta som metod rekommenderas inte för uppfyllandet av direktivets målsättningar (ILMARINEN & VIITASALO 2006).

Tabell 7. Lokalernas EQR värden och klasstillhörighet. VF = Vattenförekomst, ESG = Ekologisk stadium grupp, EQR = Ekologisk kvalitetskvot och Klass = Klasstillhörighet enligt vattendirektivet. EQR och Klass 2007 är resultatet av denna undersökning. EQR 2004 och Klass 2004 är resultat baserat på data från Scheinin & Söderström (2005).

Table 7. EQR values and Class of the localities. VF = Water body, ESG = Ecological stadium group, EQR = Ecological quality ratio.

Nr	Lokal	VF	ESG I	ESG II	ESG I+II	EQR 2007	Klass 2007	EQR 2004	Klass 2004
1	Lilla Ivarskär	18	10,67	30,00	40,67	0,26	3	0,31	3
2	Snäckö	17	33,22	7,22	40,44	0,82	5	0,92	5
3	Gölpö	11	38,43	26,86	65,29	0,59	4	0,83	5
4	Ranskhalm	32	13,78	30,89	44,67	0,31	3	0,49	3
5	Stornäset	27	22,88	18,63	41,50	0,55	4	0,54	4
6	Sommarön	27	14,13	8,00	22,13	0,64	4	0,84	5
7	Äskholmen	34	19,88	19,13	39,00	0,51	4	-	-
8	Östra Orrskär	33	28,00	13,56	41,56	0,67	4	-	-
9	Rävs-kottet	34	16,00	39,86	55,86	0,29	3	-	-
10	Verviken	34	11,33	12,78	24,11	0,47	3	-	-
11	Svartholm	41	7,22	44,22	51,44	0,14	2	-	-
12	Rönnören	41	5,56	34,89	40,44	0,14	2	-	-
13	Gåsören	40	7,78	26,89	34,67	0,22	2	-	-
14	Vädernäs	40	9,00	4,56	13,56	0,66	4	-	-
15	Hullvik	40	18,67	17,83	36,50	0,51	4	-	-
16	Kåtholm	33	11,29	18,43	29,71	0,38	3	-	-
17	Norra Granboda	49	5,57	19,29	24,86	0,22	2	-	-
18	Kalvholmsfjärden	49	11,00	38,57	49,57	0,22	2	-	-
19	Ö norr om Rysshalm	52	34,25	22,00	56,25	0,61	4	-	-
20	Ramsö	52	14,00	22,00	36,00	0,39	3	-	-
21	Samnanholm	52	9,86	13,57	23,43	0,42	3	-	-
22	Södra Nötö	49	17,44	13,89	31,33	0,56	4	-	-
23	Östra Bockholm	50	15,57	0,86	16,43	0,95	5	-	-
24	Södra Brännfjärd	49	11,50	33,00	44,50	0,26	3	-	-
25	Ö väster om Hamnholm	58	19,33	12,22	31,56	0,61	4	-	-
26	Krokholm	58	7,25	51,13	58,38	0,12	2	-	-
27	Östra Fiskö	59	11,09	59,45	70,55	0,16	2	-	-



Figur 62. Klassificering av de åländska vattenförekomsterna enligt mjukbottenvegetation 2007.
 Figure 62. Classification of coastal waters of Åland Islands using soft-bottom vegetation 2007

4 Diskussion

4.1 Indelningen av vattenförekomster

Ett klart framsteg från tidigare indelning i vattentyper är att det numera förekommer områden inne i större ansamlingar av öar i ytterskärgården (t.ex. Föglö och Vårdö), som klassificeras enligt bedömningsgrunder för mellanskärgård. Detta torde bättre återspegla verkligheten.

Det finns nu tio vattenförekomster där data på klorofyll-a helt saknas. Dessa är: 3 Södra kyrksundet, 9 Åsskärsfjärden, 26 Färsundet norra, 35 Engrundsfjärden, 36 Flatöfjärden, 44 Nabbfjärden, 50 Bockholmssunden, 55 Kannskärsfjärden, 59 Ängskärsfjärden och 61 Kökar inre skärgård. Övervakningsprogrammen måste ses över så att även dessa inkluderas. Möjligen kunde vissa vattenförekomster slås ihop. Inom de tidsramar som gavs för denna undersökning fanns inte möjlighet att analysera detta.

Eftersom den nordligaste delen av Ålands kust finns vid Bottenhavet, kan det anses skäligt att använda bedömningsgrunder för Bottenhavet vid klassificering av dessa vattenförekomster. Det ger en strängare bedömning, eftersom Bottenhavets vatten är renare (har lägre klorofyllhalt) än t.ex. Skärgårdshavets. De vattenförekomster som i denna undersökning bedömdes enligt referensvärden för Bottenhavet var endast visuellt och godtyckligt utvalda. Det är svårt att avgöra hur långt in i skärgården eller de åländska vattnen den bättre vattenkvaliteten har inverkan. Fyra av totalt sju vattenförekomster som testades med Bottenhavets referensvärden sjönk en ekologisk statusklass i jämförelse med klassificering med referensvärden för sydvästra Finlands skärgård. Åtminstone två vattenförekomster förlorade klassen hög jämfört med då EQR enligt referensvärden för sydvästra Finlands skärgård användes. Färre vattenförekomster som har hög klass kan bättre anses återspegla det faktum att inga vatten i Östersjön är helt opåverkade. Jag föreslår och tycker att åtminstone dessa sju vattenförekomster (1, 14, 37-40 och 60) även i framtiden skall klassificeras enligt bedömningsgrunder för Bottenhavet. Huruvida ytterligare vattenförekomster skall inkluderas bör ännu testas.

Den västra delen av Åland kan tänkas ha mera gemensamt med den svenska ostkusten än med ytterskärgården i sydvästra Finland och borde då eventuellt klassificeras med de svenska värdena. De metoder som används i Sverige inkluderar flodavrinningens näringshalt och är därför inte lämpliga att användas för bedömning av de västligaste åländska vattenförekomsterna. Möjligen kunde ändå en strängare bedömning vara lämplig vid åtminstone vattenförekomsterna 1 och 2. Det har konstaterats i bl.a.

vegetationsundersökningar (SCHEININ & SÖDERSTRÖM 2004) att den nordvästra delen av Åland är mindre påverkad än den sydöstra.

4.2 Metodik för växtplankton

Prov för bestämning av klorofyll-a halt skall tas vid ytvatten (2000/60/EG). Det förekommer nu i åländsk monitoring två olika metoder, sammelprov och provtagning vid 1 meters djup. Endast i fiskodlingarnas miljökontrollprogram används sammelprov som metod. Mäensivu (2006) har testad ifall metoderna ger olika resultat. För år 2004 har hon inte hittat signifikanta skillnader som skulle bero på provtagningsmetoderna. Enligt Mäensivu (2005) finns det dock vid långtidsanalys (1996-2004) en signifikant skillnad ($p < 0,001$, Kruskal-Wallis) i klorofyllhalt beroende på provtagningsmetodik. Fiskodlingarnas miljökontrollprogram omfattar många värdefulla provtagningspunkter runt hela Åland. Förutom från referensstationerna tar man även prov i närheten av själva fiskodlingen. I denna rapport har samtliga provtagningar inkluderats. Mäensivu (2006) har konstaterat att skillnaden i provtagningsmetodik möjligen maskerar det faktum att skillnaden i klorofyllhalt vid olika provtagningsmetoder kan bero på att provtagning vid fiskodlingarnas miljökontrollprogram sker relativt nära punktbelastningen.

4.2.1 Klorofyll-a som mätvariabel

Även om klorofyll-a värden mycket väl avspeglar mängden växtplankton i vattnet, så skulle en växtplanktonanalys ge värdefull information om artsammansättningen. Detta gäller speciellt information om förekomsten av giftiga alger. Enligt vattendirektivet skall även växtplanktons artsammansättning studeras som en biologisk variabel (parallellt med bottenfauna och makrofyter). Det finns goda ekonomiska och tidsmässiga skäl till att klorofyll-a används i stället för artsammansättning, men det finns en risk för att man inte märker ifall artsammansättningen förändras negativt för vattenkvaliteten och de biologiska näringskedjorna. På Åland finns det för närvarande ytterst få undersökningar där bestämning av växtplanktonsamhällets artsammansättning ingår. Det vore skäl att påbörja sådana undersökningar.

4.2.2 Klassificering enligt klorofyll-a

För själva bedömningen räknades klorofyllhaltens medelvärde och median för åren 2000 till 2006 skilt för varje vattenförekomst (bil. 1). Denna tidsperiod är i enlighet med uträkningar vid Finlands miljöcentral (KAUPPILA 2007). Det verkar lämpa sig bra för Ålands del att använda en så lång tidsperiod. Dels blir variationen mindre och dessutom fås flera provtagnigstillfällen med vid klassificeringen. De stationer som nu omfattas av fortlöpande monitoring har provtagits konsekvent sedan 2003 (med vissa mindre förändringar, samt att vissa stationer provtogs endast vartannat år). Före 2003 saknades data från över 20 av de nuvarande vattenförekomsterna. I det nuvarande monitoringprogrammet saknas fortfarande data från tio vattenförekomster (3, 9, 26, 35, 36, 44, 50, 55, 59, och 61).

I den här undersökningen testades klassificering på basen av både medianen av årsmedianerna och medelvärdet av årsmedelvärden (fig. 57-60). Ifall medianen används riskerar man att en naturlig variation i klorofyll-a halten maskeras. Ibland kan det vara fördelaktigt att extrema värden får en mindre betydelse, men först måste det utredas vad som är naturligt extremt och vad som kunde vara enbart en tillfällighet. I den här undersökningen hade år 2002 konstant högre klorofyll-a värden.

4.3 Metodik för makrofytundersökningen

4.3.1 Valet av lokaler

För att kunna klassificera alla vattenförekomster enligt vegetation måste en klassificeringsmetod även för mjukbottenmakrofyter tillämpas. De flesta lokalerna i denna undersökning tillhörde mellanskärgården. Av alla 61 vattenförekomster hör 44 stycken till mellan- och innerskärgården. Det skulle vara viktigt att få en heltäckande monitoring av dessa områden. Av de områden som undersöktes 2007 kan inte lokal nr 4 (Ransholm) och 7 (Äskholmen) rekommenderas för fortsatt monitoring av vegetation på mjukbotten eftersom de har karaktär av hårbottenlokal (> 50 % hårbotten). Inte heller lokal 14 (Vädernäs) kan rekommenderas eftersom ett vrak upptar en stor sträcka av transekten. Om möjligt borde man söka efter lokaler som har ett så stort djup som möjligt vid transektens slut för att kunna få med även arternas djuputbredning. Vid valet av monitoringlokaler borde även andelen mjukbotten vid lokalen tas i beaktande, så att mjukbotten finns i alla djupintervall. I mån av möjlighet borde även de stationer som har mjukt

substrat och har karterats av Scheinin & Söderström (2005) följas upp, för att få en större kunskap om långtidsförändringar. Dessutom är dessa lokaler även tidigare karterade med dykning.

Vid flera av lokalerna på den östra sidan av Åland förekom stora mängder lösliggande östersjösallad (*Monostroma balticum*). Detta fenomen förekom inte på den nordvästra sidan av Åland. Denna massförekomst tyder på försämrad vattenkvalitet och förekommer speciellt i eutrofierade områden. I sydvästra Finland har man i undersökningar (BLOMSTER *et al.* 2002) konstaterat att det som man tidigare trott att har varit massförekomst *Monostroma spp.* (bl.a. östersjösallad), egentligen är massförekomst av tarmalg (*Enteromorpha intestinalis*). Det är möjligt att detta även felaktigt antogs i denna undersökning. Det är mycket svårt att morfologiskt skilja dessa åt eftersom även *Enteromorpha spp.*, som normalt lever fastsittande och har ett rörformigt bål, kan ha ett bladliknade utseende under vissa betingelser (BLOMSTER *et al.* 2002). Enligt Blomster *et al.* så beror denna massförekomst på att fastsittande *Enteromorpha intestinalis* (tarmalg) lossnar och börjar dela sig genom kloning och på detta sätt bildar täta bestånd på botten. Man måste använda genetiska metoder för att skilja åt dessa arter. I litteraturen gällande undersökningar kring Åland har inte hittats information om denna typ av massförekomst. Drivande östersjösallad observerades vid lokalerna 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26 och 27. Vid vissa lokaler förekom stora bestånd av lösliggande blåstång (*Fucus vesiculosus*). Det kan diskuteras ifall dessa bestånd skall räknas med i själva karteringen eller analyserna eftersom vegetationen inte är fastsittande. Ofta såg blåstången frisk ut, men sedimentet under dessa förekomster var ofta reducerat. Detta kan ha en stor inverkan på artsammansättning vid lokalerna eftersom inga andra makrofytter kan växa där den lösliggande blåstången finns.

4.3.2 Utförande av makrofytkarteringen

Den karteringsmetod som användes i denna undersökning (modifierad version av BÄCK *et al.* 2000), visade sig inte vara lämplig som sådan för mjukbottenundersökningar av makrofytter. Eftersom transekterna vid mjukbotten ofta blir grundare än vid hådbottenlokaler, innebär det att det inte finns lika många djupintervall. Dessutom sträcker sig varje djupintervall ofta längre än då transekten sluttar brant. Ifall man endast karterar tre rutor per intervall täcker man inte stora delar av transekten. Det blir för långa avstånd mellan varje ruta. Dessutom verkar det som om mjukbottenvegetationen är mer varierande än hådbottenvegetationen. Det skulle vara skäl att antingen öka antalet rutor eller att använda större rutor, eller korridorer. Det senare verkar vara en bättre lösning därför att en karteringsram som släpas/lyfts vid mjukbotten, orsakar kraftig resuspension av bottenmaterialet och förstör sikten (ibland t.o.m. totalt). Och andra sidan är det svårt att uppskatta bredden på en korridor och bedömningen riskerar att bli för subjektiv. Ett alternativ skulle vara att kartera flera transekter nära varandra och med flera rutor per djupintervall. Om man skulle kartera flera transekter (2-3 st.) inom ett mindre område, skulle antalet arter

som upptäcks öka. Detta testades genom att undersöka även det område som sträckte sig längre ut åt sidorna från karteringslinan. Det visade sig att det utanför rutorna förekom ytterligare arter utöver de som fanns längs karteringslinan. I medeltal förekom 2,6 arter fler då även området utanför transektlinan undersöktes. Vid lokal 20 hittades dubbelt flera arter då man också undersökte området kring transekten (tab. 10).

Tabell 10. Jämförelse mellan antalet arter som hittades i rutor och området. Ökning = antal fler arter som hittades ifall även området utanför transektlinjen undersöktes.

Table 10. Comparisons of number of species found inside mapping squares and in the area.

Lokal nr.	Arter i rutor	Arter i området	Ökning
1	10	10	0
2	12	12	0
3	16	18	2
4	12	14	2
5	13	14	1
6	12	16	4
7	16	20	4
8	12	13	1
9	10	13	3
10	8	9	1
11	11	14	3
12	10	12	2
13	9	12	3
14	6	9	3
15	7	10	3
16	11	11	0
17	6	11	5
18	9	10	1
19	7	13	6
20	4	8	4
21	7	11	4
22	10	14	4
23	4	7	3
24	7	10	3
25	8	12	4
26	8	12	4
27	8	8	0

Det skulle vara av stor vikt att ändra karteringsmetoden för mjukbottenvegetationskartering. Det verkar vara en stor variation i mjukbottenvegetationssamhället och det skulle vara viktigt att upptäcka alla arter som förekommer vid varje lokal/vattenförekomst. Vid analyserna i denna undersökning beaktades endast arter som observerades längs transektlinan i de rutor som slumpades ut och inte de arter som observerades på lokalen, men utanför själva transekten. Även om de arter som inte upptäcktes längs transekten hade en relativt liten täckningsgrad bidrar de till diversiteten. I en klassificeringsmetod där även

artantalet skulle tas med vid bedömningen kunde denna ökning av antalet arter som förekom utanför karteringslinjen (tab. 10) påverka klassificeringen märkbart.

4.3.3 Klassificering enligt makrofyter

För att kunna använda framtagna gällande bedömningsgrunder för vegetation (VUORI *et al.* 2006; KAUTSKY 2007), bör djuputbredning av makrofyter noteras. Det har bevisats att makrofyternas djuputbredning avtar med ökad eutrofiering (KAUTSKY *et al.* 1986; BÄCK & RUUSKANEN 2000; TORN *et al.* 2005). Vid valet av lokaler användes mycket tid till att försöka hitta sådana lokaler som var tillräckligt djupa men ändå till största delen hade mjukbotten. Detta visade sig i många fall vara omöjligt. Medeldjupet för transekterna var strax under 4 m och den djupaste undersökta lokalen var endast 6,7 m djup (östra Fiskö, 27). Därför bestämdes det att klassificeringen skulle baseras på information om hela vegetationsområdet i stället för några arters djuputbredning. Av de arter som ingår i föreslagna svenska riktlinjer för klassificering (KAUTSKY 2007) förekom endast, förutom blåstång, ålnate vid en av de mjukbottenlokaler (Ransholm, 4) som undersöktes. Det går inte att bedöma status enligt endast en arts djuputbredning, och då kan de svenska kriterierna inte användas som sådana. I Finland används för närvarande endast blåstångens djuputbredning för statusklassificering (VUORI *et al.* 2006). Denna art förekommer naturligtvis inte allmänt på renodlat mjuka vegetationsbottnar.

Den metod som testades i denna undersökning (ESG I och II) var ursprungligen utvecklad för grunda vegetationsklädda vikar. De områden som undersöktes kan inte anses höra till denna kategori. Inga tydliga trösklar förekom i dessa undersökningsområden och dessutom var lokalerna mer exponerade. Kautsky & Andersson (2005) menar att metoden borde gå att använda även för grunda vikar i ytterskärgården med ett maximalt djup på 6 m. I denna undersökning var endast en lokal djupare än 6 m (27, östra Fiskö). De kriterier som använts för indelning i ESG I och II arter har baserats på tillgänglig litteratur och expertbedömning (KAUTSKY & ANDERSSON 2005). Alla de arter som noterades i denna undersökning finns inte med i det förslag som tagits fram av Kautsky & Andersson. Ekologisk stadium klass saknades för vass, ishavstofs och havshildenbrandia. I bedömningen av status togs inte dessa arter med, med motiveringen att det inte finns information om hur de reagerar på förändringar i miljön. Dessutom hade de en relativt liten täckningsgrad. Man borde bättre ta reda på olika arters preferenser och reaktioner till förändrade förhållanden för att kunna beakta alla arter i en dylik kvalitetsbedömning. I bilaga 2 finns en förteckning över vilka arter som hör till ESG I och II.

Vissa arter tillhör ESG I ifall deras täckningsgrad är under 15 % och ESG II ifall den överstiger 15 %. Problem kunde uppstå ifall det vid en lokal skulle förekom t.ex. 10 % ålnate och 10 % borstnate. Detta är en realistiskt, om än extrem situation i vår skärgård. Eftersom båda arternas täckningsgrad ligger under 15

% tillhör de ESG I. Enligt formeln för uträknande av EQR skulle denna lokal ha EQR-värdet 1 (29/29). Detta skulle innebära att klassen hög tilldelades detta vatten, trots att endast två arter förekommer. I ett försök att utveckla nya bedömningsgrunder för mjukbottenvegetation i södra Östersjön (SELIG *et al.* 2007) har konstaterats att ett samhälle med enbart *Potamogeton*- och *Myriophyllum*-arter är det sista steget före ett utslaget vegetationssamhälle. Det är orimligt (ändå inte omöjligt) att ett så "fattigt" makrofytsamhälle (endast två arter) ska kunna tilldelas klassen hög och att det skulle motsvara ett vegetationssamhälle som är helt opåverkat av mänsklig aktivitet. *Myriophyllum-Potamogeton*-arter är mycket allmänna, speciellt vid mjukbottenlokaler med höga närsaltshalter. Borstnate har konstaterats vara en av de sista arterna som slås ut vid försämrad vattenkvalitet (SELIG *et al.* 2007). Av ovannämnda orsak borde man väga in även andra element (t.ex. antal arter eller förekomst av känsliga arter) i bedömningsgrunderna, än endast förhållandet mellan ESG I och II arter.

4.3.4 Förslag till utveckling av bedömningsgrunderna

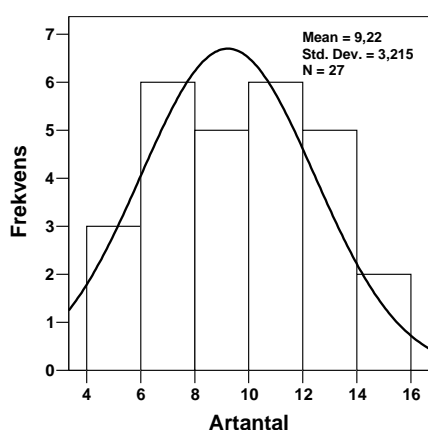
För att undvika problematiken beskriven ovan kunde man vid klassificering väga in även andra faktorer än täckningsgrad av arter. Exempelvis kunde förekomsten av *Chara spp.* förbättra EQR-värdet eller förekomst av svavelbakterier påverka bedömningen negativt. Eftersom dessa kriterier inte förekommer vid alla lokaler, t.ex. fanns *Chara spp.* endast vid nio lokaler, borde man överväga att även ta i beaktande antalet arter vid en transekt. Detta skulle ge en mera rättvis bedömning av vegetationssamhället, åtminstone då antalet arter, som vid täckningsgrad över 15 % tillhör gruppen ESG II, är mycket få. Uträkning av EQR kunde ske enligt formeln nedan, där ett referensvärde för antalet arter räknas ut enligt historiska data eller genom statistisk fördelning av hur många arter som borde förekomma vid ett opåverkat vatten.

$$EQR = \frac{\sum ESG I / \sum (ESG I + ESG II) + (\text{antal arter} / \text{referensvärde för antal arter})}{2}$$

På detta sätt fås fram ett medeltal av EQR värdet för förhållandet mellan ESG I och II arter, och EQR-värdet för antalet arter på lokalen. Eftersom vattendirektivet kräver att bedömning skall ske genom att jämföra med ett referensvärde, kan det konstateras att denna modell åtminstone delvis skulle uppfylla detta krav.

Att hitta ett referensvärde för hur många arter det skall finnas vid mjukbottenlokaler kan vara problematiskt. Bottentypen avgör till stor del vilka och/eller hur många arter som kan förekomma. Detta problem kunde möjligen tacklas genom att räkna ut andelen olika bottentyper vid varje lokal eller genom att utesluta det avsnitt ur transekterna som innehåller hårbotten. Som sagt behöver modellen inte inkludera endast, eller överhuvudtaget, parametern artantal. Klassgränserna som tagits fram av Kautsky & Andersson (2005) kunde kontrolleras för att se om de lämpar sig för åländska förhållanden.

För modellen, där även antalet arter beaktas, testades referensvärdena som togs fram ur den statistiska fördelningen av antalet arter baserat på resultat från denna undersöknings 27 transekter (fig. 63). Som mest hittades 16 arter vid två av transekterna (Äskholmen och Gölpö). Detta högsta värde kunde vara ett lämpligt referensvärde. Det finns en risk att detta referensvärde ger en för sträng bedömning på helt utpräglade mjukbotten, eftersom de två lokaler där det högsta antalet arter förekom hade en botten som till stora delar bestod av klippa och block. Sådan blandbotten hör till de mest artrika i vår skärgård (vad gäller makrofytter). Karteringen av Scheinin & Söderström (2005) visar att antalet arter år 2004 på mjukbottnar var högst 20. Det nästhögsta antalet arter var 16. För att testa klassificering med både ESG I och II samt antalet arter, sattes klassgränsen mellan hög och god vid 90 % percentilen, alltså vid mellan 13 och 14 arter. Klassen mellan god och måttlig sattes vid medianvärdet, mellan 8 och 9 arter. Se tabell 8 nedan för klassgränser och EQR-värden. Ifall endast två arter förekom vid en lokal tilldelades den klassen dålig (tab. 8).



Figur 63. Frekvens och normalfördelning av antalet arter vid de 27 transekter som undersöktes i augusti 2007.
 Figure 63. Frequency and normal distribution of number of species at the 27 localities studied during august 2007.

Tabell 8. Klassgränser och EQR för bedömning enligt antal arter makrofyter och ESG

Table 8. Class boundaries and EQR values for classification with macrophytes species count and ESG.

Antal arter	EQR	Klass
14-	0,83-1,00	Hög
9-13	0,51-0,82	God
6-8	0,35-0,5	Måttlig
3-5	0,16-0,35	Otillfredsställande
0-2	0,01-0,15	Dålig

De ovan givna klassgränserna sattes på basen av statistisk fördelning (fig. 63) av undersökningslokalernas artantal och på basen endast av denna vegetationsundersökning (tab. 8). För att få fram pålitliga referensvärden och klassgränser borde man undersöka fördelningen vid många fler stationer samt ifall möjligt även från flera undersökningar. Dessutom kunde man kombinera denna metod med klassificering enligt djuputbredning vid de lokaler där det är möjligt.

Vid en jämförelse av endast ESG-metoden med ESG-metoden där även artantalet tagits i beaktande vid bedömningen har lokalernas klasstillhörighet ändrats enligt tabell 9. De två vattenförekomster (17 och 50) som bedömdes endast enligt ESG metoden till hög status har enligt den kombinerade metoden fått klassen god. Vid en av dessa två (östra Bockholm i vattenförekomst 50) hittades endast fyra arter. Den nya klasstillhörigheten borde stämma bättre överrens med verkligheten, eftersom stationen hade så få arter. Två av de sju stationer som enligt ESG metoden fick en otillfredsställande klass, flyttades upp en klass då man tog i beaktande antal arter. Dessa lokaler hade en relativt stor artrikedom, men flera av arterna var sådana att de tillhörde ESG II. Efter klassificering enligt den kombinerade metoden faller 14 transekter under klassen god. Vid användning av enbart ESG metoden faller 15 transekter under klassen god. Skillnaden är inte stor, men det faktum att hela Östersjön är påverkad av mänsklig aktivitet gör det mindre sannolikt att någon vattenförekomst skulle vara av hög klass. Det är möjligt att invägning av antalet arter vid klassificering kan visa en större skillnad vid innerskärgården eftersom täckningsgraden av t.ex. *Potamogeton spp.* och *Myriophyllum spp.* ofta är högre än vid mer exponerade lokaler i mellanskärgården.

Tabell 9. Karteringslokalernas klasstillhörighet enligt de olika metoderna.

Table 9. Classes of investigated localities based on the different methods.

Klass	ESG+Antal arter	ESG (Kautsky)
Hög	0	2
God	13	10
Måttlig	9	8
Otillfredsställande	5	7
Dålig	0	0

Klassgränserna i denna modell kunde bestämmas på basen av flera undersökningar än denna och Scheinin & Söderström (2005) i framtiden. Huvudsaken är att man med den metod för klassificering som används i framtiden även tar i beaktande andra parametrar än endast förhållandet mellan ESG I och II arter. Dessa kunde vara t.ex. antal arter, sällsynta/ovanliga eller nyckelarter, påväxt av fintrådiga alger, sedimentation, eller förekomst av svavelväte.

4.4 God status på vattenförekomster senast år 2015

År 2009 skall den slutliga versionen för klassificering lämnas in till Europeiska unionens myndigheter. Om man först då har rätt ut vilken status våra vatten har, kan det finnas en risk att vi inte hinner åtgärda faktorer som påverkar vattnets status till år 2015. Enligt den klassificering som gjordes i denna rapport, enligt klorofyll-a, är antalet vattenförekomster som faller under klassen god mellan 22 och 26 stycken beroende på vilka referensvärden som användes. Det är över en tredjedel av det totala antalet vattenförekomster. Man borde ta reda på vilka faktorer som är orsaken till den sämre vattenkvaliteten och se hur den naturliga ytavrinningen verkligen påverkar vattenkvaliteten i förhållande till den diffusa punktbelastningen. Direkta åtgärder kan vara svåra att utföra för att eliminera den belastning som kommer från övriga Östersjön. Det är endast med gemensamma mål, t.ex. via HELCOM, som Östersjöländerna tillsammans kan åtgärda dessa problem. Det har konstaterats (ANDERSEN *et al.* 2005) att hela Östersjön är förorenad och att det inte finns vatten som skulle vara opåverkat av mänsklig aktivitet här. På basen av den informationen kan man konstatera att ingen vattenförekomst borde kunna få en bättre klass än god. I de nordligaste vattenförekomsterna på Åland förekommer klassen hög, vilken borde representera referensvärdet. Hela Europas kustvatten skall bedömas på samma grunder. En helt rättvis bedömning kommer aldrig att kunna uppnås, eftersom vi inte vet exakt hur det såg ut före mänsklig påverkan av vattenkvaliteten.

4.5 Kravet om noggrannhet i vattendirektivet

Vid klassificering enligt vattendirektivet hanteras en stor mängd mätdata. I vattendirektivet står det endast att noggrannheten vid hanteringen av mätdata skall vara tillräcklig. Det nämns t.ex. att uppskattningar av konfidens- och noggrannhetsnivå skall vara tillräckliga och att provtagningsfrekvensen skall väljas så att en godtagbar konfidensnivå och noggrannhet uppnås (2000/60/EG). Det är rätt långt en ekonomisk fråga hur tät övervakning man har och det gäller att hitta en balans mellan vetenskaplig noggrannhet och de ekonomiska begränsningarna, samt att välja ut vilka vattenförekomster som bör övervakas oftare. Det

finns flera vattenförekomster som ligger nära gränsen god/måttlig. Vattenförekomst 14 (EQR=0,8125) ligger exakt på gränsen mellan måttlig och god status. I denna undersökning tillräknades de vattenförekomster som låg vid klassgränsvärdet den lägre statusgruppen. För att vara säker på vilken klasstillhörighet vattenförekomster som ligger i gränzonen mellan två klasser verkligen skall ha borde provtagningsfrekvensen ökas i dessa områden. Då skulle variationen mellan provtagningar bli mindre och en mer exakt bedömning av status kunde göras. Felaktig klassificering kan vara skadlig för vattenområdets tillstånd, om vattnet bedöms ha god status fastän det på riktigt har måttlig status och åtgärder egentligen borde sättas in för att förbättra kvaliteten. Om man i stället bedömer att en vattenförekomst har lägre status än det i verkligheten har, leder det till ekonomisk belastning. Det är skäl att göra noggranna statistiska analyser innan den slutliga klassificeringen lämnas in till EU. När det gäller trendövervakning av hydrografi och närsalter krävs det att provtagningsfrekvensen hålls på en nivå av minst 10-12 ggr per år för att få tillräckligt med data för att studera årscykeln (SAHLSTEN 2004). För tillfället är detta inte fallet bland många av de åländska vattenförekomsterna (se bil. 1).

4.6 Sammanslagning av biologiska parametrar

I den här undersökningen kunde en pålitlig klassificering göras endast baserat på klorofyll-a halt. Klassificering enligt makrofyter bör ännu testas och nya metoder för att få fram referensvärden borde utvecklas innan man kan klassificera vattenförekomster. Det är inte tillämpligt att direkt bedöma en vattenförekomsts status endast enligt klorofyll-a halt. Enligt vattendirektivet skall vatten bedömas efter en sammanslagning av de olika biologiska parametrarna växtplankton, bottenfauna och makrofyter. När dessa parametrar är undersökta skall man använda principen "One out – all out", genom att låta den variabel som ger den sämsta klasstillhörighet avgöra vattnets status. Slutgiltig klassificering görs alltså med den biologiska eller fysikaliska/kemiska kvalitetsfaktorn som ger den lägsta klassen. Ett nästa steg för Ålands del är att undersöka samtliga parametrar, samla ihop dessa och göra en sammanslagen statusbedömning för Ålands vattenförekomster.

Vid totalt 13 vattenförekomster kunde klassificering göras både enligt klorofyllhalt och enligt mjukbottenmakrofyter. Klassificeringen gav olika resultat då endast makrofyter användes i jämförelse med då endast klorofyll-a användes. I vissa vattenförekomster gav makrofyter en bättre klass, medan den i andra vattenförekomster gav en sämre klasstillhörighet än då klorofyll-a användes. Vid fyra vattenförekomster (11, 18, 40 och 52) blev statusen opåverkad beroende på vilken kvalitetsfaktor som undersöktes. Vid sex av dessa vattenförekomster (32, 33, 34, 41, 49 och 58) var statusen högre ifall endast klorofyllhalt användes. Vid tre vattenförekomster (17, 27 och 50) var statusen högre ifall

mjukbottenvegetation användes. Vid de flesta vattenförekomster var skillnaden endast en klass. Vid vattenförekomsterna 17, 34 och 41 var däremot skillnaden två klasser. Eftersom endast en vegetationstransekt undersöktes i många vattenförekomster kan man inte dra några slutsatser om vad skillnaden i status mellan de olika kvalitetsfaktorerna kan bero på eller om skillnaden är pålitlig. Man borde åtminstone undersöka tre transekter inom varje område för att säkrare kunna bedöma vattenkvaliteten enligt mjukbottenvegetation. Den slutliga klassificeringen kan dock göras först efter att alla kvalitetsfaktorer tagits med. På detta sätt vill man minska risken att ett vattens status bedöms utan att man undersökt alla biologiska kvalitetsfaktorer i havet. De biologiska samhällena i Östersjön är olika känsliga för vattnets förändrade kvalitet. Därför är det inte pålitligt att bedöma ett vattens status enbart utgående från en eller två av parametrarna.

Referenser

ANDERSEN, J.H., J. AIGARS, U. CLAUSSEN, B. HÅKANSSON, H. KARUP, M. LAAMANEN, E. LYSIAK-PASTUSZAK, G. MARTIN & G. NAUSCH. 2005. HELCOM EUTRO: Development of tools for assessment of eutrophication in the Baltic Sea. DHI Water and Environment 2005-10-14.

ANON, 2006. Baltic Sea Milestone report. Coastal GIG:s. European Commission. 39 s.

ANON, 2002. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 2002.

ANON, 2003. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 2003.

ANON, 2004. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 2004.

ANON, 2005. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 2005.

ANON, 2006. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 2006.

APPELGREN, K. & J. MATTILA, 2002. Framtagande av vattenkvalitetsnormer för den åländska skärgården, Slutrapport 31.7.2002, Husö biologiska station, 38 s.

BLIDOW, I, 2000. Distribution of Charophytes along the Swedish Coast in relation to Salinity and Eutrophication, Internat. Rev. Hydrobiol, 707-717.

BLOMSTER, J., S. BÄCK, D. P. FEWER, M. KIIRIKKI, A. LEHVO, C. A. MAGGS & M. J. STANHOPE, 2002. Novel morphology in Enteromorpha (Ulvophyceae) forming green tides. American Journal of Botany 89:1756-1763.

BÄCK, S., P. KANGAS, A. MÄKINEN & M. MYLLYNIEMI, 2000. Rannikon vedenalaisen kasvillisuusvyöhykkeen seurantaohjelma. Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristökeskuksen moniste 176. 44 s.

BÄCK, S. & A. RUUSKANEN, 2000. Distribution and maximum depth of *Fucus vesiculosus* along the Finnish coastline. Marine Biology 136: 303-307.

EG-kommissionen 2000. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Europeiska gemenskapernas officiella tidning nr L 327, 22/12/2000 s. 0001-0073.

GRANDIN, U, 2003. Kravet på noggrannhet i vattendirektivet, Naturvårdsverket

ILMARINEN K. & I. VIITASALO, 2006. Vesikasvillisuus Seuraasaarenselän - Katajaluodon alueella kesällä 2005: tutkimusmenetelmien vertailu, HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA 8/2006

KAUTSKY, L & C. ANDERSSON, 2005. Framtagning av nya bedömningsgrunder för grunda mjukbottenmiljöer i Östersjön - makrovegetation. Rapport till Naturvårdsverket, Botaniska institutionen, Stockholms Universitet. 37 s.

KAUTSKY, L., C. ANDERSSON & S. DAHLGREN, 2004. Framtagning av nya bedömningsgrunder för kust och hav enligt ramdirektivets krav. Förslag till Ekologisk Kvalitetskvot (EQR) för den biologiska parametern makrovegetation. Botaniska institutionen, Stockholms Universitet. 23 s.

KAUTSKY, L., C. WIBJÖRN & H. KAUTSKY, 2007, Bedömningsgrunder för kust och hav, Botaniska institutionen, Stockholms Universitet. 50 s. (ej fastställd)

KAUTSKY N, H. KAUTSKY, U. KAUTSKY & M. WAERN, 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940`s indicates eutrophication of the Baltic Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 28: 1–8.

LAAMANEN, M., V. FLEMING & R. OLSONEN, 2004. Water transparency in the Baltic Sea between 1903 and 2004. HELCOM fact sheet:

[\(http://helcom.navigo.fi/environment/indicators2004/secchi/en_GB/transparency/\)](http://helcom.navigo.fi/environment/indicators2004/secchi/en_GB/transparency/)

Institute Finnish of Marine Research.

LARSSON, U, S, HAJDU, J, WALVE, A. ANDERSSON & P. LARSSON, 2006. Bedömningsgrunder för kust och hav, Växtplankton och näringsämnen, SMHI, 106 s.

MOSSBERG, B., S. STENBERG & S. ERICSSON, 1992. Den Nordiska floran. Wahlström & Widstrand. 696 s.

MÄENSIVU, M, 2006. Testning av parametrar (klorofyll-a och djuputbredning av blåstång, *Fucus vesiculosus*) för beskrivning av biologiska kvalitetsfaktorer enligt EU:s ramdirektiv för vatten, Forskn. rapp.från Husö biol. stat. No 115, 74 s.

SAHLSTEN, E, 2004. Hydrografi och närsalter, trendövervakning, Version 1:1, 2004-06-17 Naturvårdsverket, 12 s.

SCHEININ, M. & S. SÖDERSTRÖM, 2005. Kartering av vattenlevande makrofyter längs två inner-ytterskärgårdsgradienter på nordvästra och sydöstra Åland. Forskn. rapp. från Husö biol. stat. 112, 69 s.

SELIG U., M. SCHUBERT, A. EGGERT, T. STEINHARDT, S. SAGERT & H. SCHUBERT, 2007. The influence of sediments on soft bottom vegetation in inner coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern (Germany), Estuarine, Coastal and Shelf Science 71: 241-249.

SELIG U., A. EGGERT, D. SCHORIES, M. SCHUBERT, C. BLUMEL & H. SCHUBERT, 2007. Ecological classification of macroalgae and angiosperm communities of inner coastal waters in the southern Baltic Sea, Ecological indicators 7: 665-678.

TOLSTOY, A. & K. ÖSTERLUND, 2003. Alger vid Sveriges östersjökust – en fotoflora. Artdatabanken, Uppsala. 284 s.

TORN, K., D. KRAUSE JENSEN, & G. MARTIN, 2005. Past and present depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. Aquatic Botany 84: 53-62.

TULKKI, P. 1996. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 1996. 60 s.

TULKKI, P. 1997. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 1997. 62 s.

TULKKI, P. 1998. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 1998. 65 s.

TULKKI, P. 1999. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 1999. 53 s.

TULKKI, P. 2000. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 2000. 23 s.

TULKKI, P. 2001. Miljökontrollprogrammet för fiskodlingarna på Åland år 2001. 25 s.

VUORI, K-M, S. BÄCK, S. HELLSTEN, S. M. KARJALAINEN, P. KAUPPILA, H-G. LAX, L. LEPISTÖ, S. LONDESBOROUGH, S. MITIKKA, P. NIEMELA, J. NIEMI, J. PERUS, O-P. PIETILÄINEN, A. PILKE, J. RIIHIMÄKI, J. RISSANEN, J. TAMMI, K. TOLONEN, T. VEHANEN, H. VUORISTO & V. WESTERBERG, 2006. Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokitusjärjestelmän perusteet. Suomen Ympäristö 807: 1-148.

Åland runt provtagningen: <http://www.regeringen.ax/htmldir/hemsidauppdateringar2005/index03.htm>
(31.10.2007)

Bilaga 1. Medelvärden och medianvärden av klorofyll-a för de år som användes vid bedömning av ekologisk status.

Appendix 1. Chlorophyll-a Mean and Median values for the years used in status classification.

År	2000				2001				2002				2003				2004				2005				2006			
	N	Med	Mean	SD	N	Med	Mean	SD	N	Med	Mean	SD	N	Med	Mean	SD	N	Med	Mean	SD	N	Med	Mean	SD	N	Med	Mean	SD
1	5	1,90	1,94	0,65	6	1,90	1,95	0,58	2	3,05	3,05	0,49	1	1,20	1,20	.	5	2,00	2,88	1,65	3	3,40	3,13	1,12	5	2,60	2,50	0,55
2	18	2,15	3,32	2,78	16	2,75	2,94	0,90	21	3,80	4,05	1,18	7	2,60	2,41	0,74	32	3,35	3,48	1,57	12	4,25	4,25	1,13	32	3,45	3,50	1,55
3																												
4	8	2,50	2,35	0,61	2	1,61	1,61	0,42	4	2,50	2,38	0,64	7	1,24	1,54	0,70	9	2,43	2,54	0,84	10	1,50	1,80	0,86	8	1,67	1,87	0,73
5													2	2,20	2,20	0,28	3	2,40	2,13	0,46	3	2,50	2,67	1,06	3	2,60	2,80	0,44
6													1	2,90	2,90	.	3	3,40	4,00	1,78	3	3,00	2,97	1,15	3	3,10	3,13	0,75
7	1	2,40	2,40	.									3	3,10	2,87	0,78	6	3,40	3,67	0,56	6	3,40	3,73	1,19	6	3,40	3,47	0,97
8													1	4,90	4,90	.	1	5,90	5,90	.								
9																												
10													2	3,30	3,30	0,28	1	2,30	2,30	.	3	2,90	2,80	0,85	3	2,60	2,63	0,45
11	2	2,70	2,70	0,14	1	3,20	3,20	.	1	3,50	3,50	.	3	3,60	3,13	0,90	3	2,90	2,97	0,50	3	2,80	2,33	0,64	3	2,80	2,77	0,55
12	1	5,60	5,60	.					2	4,35	4,35	0,64	6	4,90	4,73	1,50	6	4,15	4,45	1,19	6	3,55	3,38	1,09	6	3,30	3,43	1,35
13	1	2,80	2,80	.					1	3,10	3,10	.	3	1,40	1,40	0,40	5	2,60	2,60	0,83	6	2,45	2,55	0,82	6	2,45	2,60	0,94
14									1	2,20	2,20	.	2	1,05	1,05	0,21	2	1,50	1,50	0,14	3	2,00	1,60	0,69	3	2,10	1,80	0,61
15									1	1,60	1,60	.	3	2,60	2,80	0,72	3	2,30	2,23	1,10	3	2,30	2,23	1,10	3	2,30	2,20	0,95
16									2	2,60	2,60	1,27	3	9,00	8,07	1,97	3	5,20	5,80	2,07	3	3,30	3,43	1,90	3	3,30	3,43	1,90
17									2	5,35	5,35	1,06	3	5,80	6,03	0,68	3	4,40	4,27	1,31	3	4,30	4,30	1,20				
18	11	5,03	5,02	0,76	11	3,88	4,06	1,01	10	5,06	5,26	0,93	10	4,85	4,73	0,90	15	5,80	5,65	0,64	17	4,91	4,55	1,61	18	4,63	4,66	1,56
19	2	4,85	4,85	1,06	2	5,95	5,95	1,06	4	4,55	4,80	1,10	6	6,20	6,18	1,03	6	5,95	5,17	2,13	3	4,40	5,13	1,72				
20	18	2,90	2,94	0,62	20	3,75	3,75	0,97	18	3,43	3,61	1,88	30	6,66	8,33	6,46	30	7,70	7,87	3,18	29	6,36	6,67	2,64	30	5,09	4,97	1,31
21									6	5,70	5,63	1,13	6	5,70	5,63	1,13	9	10,50	10,21	1,66	9	6,40	6,48	2,59	9	5,50	5,73	1,97
22									2	3,40	3,40	0,71	2	3,40	3,40	0,71	3	8,20	8,80	2,26	3	5,90	5,77	0,32	3	4,50	5,17	1,51
23									2	9,55	9,55	3,61	1	11,10	11,10	.	2	12,90	12,90	0,99	2	11,50	11,50	2,97				
24	1	7,10	7,10	.					1	5,70	5,70	.	9	6,50	5,94	1,98	9	8,30	8,80	2,07	9	5,70	5,33	1,05	10	4,40	5,52	2,94
25	1	6,50	6,50	.					1	5,60	5,60	.	6	4,35	4,25	0,91	6	6,00	6,72	2,53	6	4,35	4,33	0,85	6	4,00	3,67	0,90
26																												
27	1	5,90	5,90	.					1	7,10	7,10	.	6	5,70	5,13	1,80	6	5,40	5,68	0,84	6	3,70	3,73	1,11	6	2,95	2,73	0,73
28	1	2,40	2,40	.					1	5,40	5,40	.	3	3,10	2,73	1,19	3	2,70	3,03	0,85	3	2,40	2,37	0,25	3	2,20	2,20	0,10
29									6	18,70	16,47	5,36	6	18,70	16,47	5,36	6	12,00	13,02	3,94	6	9,80	9,13	2,23	4	6,80	6,98	2,56
30									3	52,70	49,17	15,41	3	52,70	49,17	15,41	3	64,30	69,37	39,35	3	38,00	42,47	10,63	3	43,10	43,97	7,14
31									3	136,00	113,57	66,55	3	136,00	113,57	66,55	3	98,80	115,07	40,34	3	90,10	103,43	33,93	3	76,90	70,67	15,89
32	3	4,20	3,80	1,06	6	2,80	3,17	2,01	2	5,30	5,30	0,14	9	3,10	3,48	1,18	9	3,10	3,22	0,60	9	2,60	2,36	0,84	9	2,40	2,40	0,50
33	1	1,60	1,60	.					1	3,90	3,90	.	3	2,10	2,17	0,21	2	3,15	3,15	1,06	3	1,70	2,03	0,95	3	2,10	2,27	0,76
34	2	4,00	4,00	2,12					1	3,40	3,40	.	6	1,85	1,85	0,24	4	1,95	1,98	0,10	6	2,40	2,17	0,53	6	1,95	2,22	0,83
35																												
36																												
37	1	3,70	3,70	.					1	2,30	2,30	.	3	1,40	1,77	0,91	2	1,50	1,50	0,57	3	2,00	1,73	0,55	3	3,10	2,53	1,44
38									1	2,40	2,40	.	6	1,90	1,90	0,32	4	1,55	1,55	0,13	6	1,95	1,90	0,36	6	1,70	1,90	0,99
39	13	4,00	3,71	1,12	10	1,40	1,47	0,20	11	3,30	3,22	0,78	10	1,30	1,47	0,82	33	2,30	2,36	0,93	15	1,90	1,96	0,70	29	1,80	1,89	0,75
40	9	3,60	3,81	0,94	7	1,60	1,50	0,41	7	3,10	2,93	0,42	4	1,50	1,43	0,52	14	3,35	3,39	1,36	10	3,25	2,85	0,96	14	1,90	2,01	0,53
41	8	2,35	2,43	0,32	9	2,20	2,50	0,80	8	4,10	4,33	0,64	9	2,10	2,44	0,78	12	2,75	2,59	1,00	10	2,50	2,67	1,07	12	2,00	2,30	0,82
42	13	4,10	4,18	1,70	7	3,60	3,81	1,40	2	4,00	4,00	1,13	9	3,50	3,36	0,69	9	5,00	5,34	0,80	9	4,10	4,34	2,03	9	4,10	3,79	1,02
43	8	2,80	3,71	1,97	9	2,80	3,12	0,86	3	4,20	4,33	0,51	3	2,90	3,43	1,86	9	6,20	6,51	2,22	3	4,60	4,30	0,79	9	4,20	4,09	0,99
44																												
45	5	2,50	3,00	1,26	6	2,60	2,58	0,95	3	3,70	3,83	0,51	3	1,90	1,83	0,31	5	2,50	2,42	0,44	3	2,00	2,03	0,95	5	3,10	3,22	0,83
46	10	2,20	2,12	0,27	8	2,65	2,71	0,49	17	1,70	1,85	0,43	3	3,30	2,90	0,69	15	2,60	2,39	0,54	15	2,60	2,39	0,54	3	4,20	3,70	1,71
47	3	2,10	1,93	0,38	7	2,10	2,10	0,55	7	2,00	2,11	0,60	3	3,20	2,97	0,49	7	2,20	2,29	0,49	7	2,20	2,29	0,49	3	2,90	3,93	2,06
48	10	2,30	2,35	0,43	16	2,15	2,21	0,50	6	5,45	5,27	0,65	25	2,40	2,32	0,56	15	2,20	2,13	0,48	27	2,40	2,21	0,59	15	2,10	2,99	2,18
49	1	2,40	2,40	.					1	4,90	4,90	.	3	3,00	3,43	1,50	3	2,90	3,27	0,91	3	3,70	3,47	2,06	3	2,90	3,00	1,15
50																												
51	5	1,60	1,68	0,41	3	1,50	1,63	0,42	1	4,20	4,20	.	2	1,15	1,15	0,35	6	2,60	2,60	1,01	6	3,45	3,05	1,66	6	2,20	2,58	1,53
52	6	1,75	1,77	0,27	5	3,10	2,82	0,96	11	4,80	4,74	0,92	6	2,85	3,08	1,46	14	3,20	3,48	1,29	6							

Bilaga 2. Lista över arter med svenska namn och deras förkortningar vid de olika lokalerna. ESG = Ekologisk stadium grupp enligt Kautsky (2005). Längs ner finns en beskrivning över max djup och andel mjuk- och hårdbotten (%)
Appendix 2. List of species with their swedish names and abbreviations within the studied localities. ESG = Ecological stadium group (Kautsky 2005). Below a description of max. depth and the percent soft- and hard bottom.

Arter	Lokaler	Lilla Ivarskär																												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27		
Phanerogama																														
<i>Callitriche hermaphrodita</i>	Höstlänke	I	Cahe	X	X				X						X		X		X	X	X	X			X					
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Hornsärv	I <15%	Cd		X			X		X							X		X											
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Axslinga	I <15%	Ms	X	X			X		X				X	X		X	X	X											
<i>Najas marina</i>	Havsnajas	I	Nm																X											
<i>Phragmites australis</i>	Vass	?	Pa	X					X								X													
<i>Potamogeton filiformis</i>	Trådnate	I <15%	Pf										X																	
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Borstnate	I <15%	Ppec	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X		X	X	X	X	
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Ålnate	I <15%	Pper	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Ranunculus baudotii</i>	Vitstjälksmöja	I <15%	Rb			X			X					X	X			X												
<i>Ruppia maritima</i>	Hårnating	I	Rum			X																								
<i>Zanichellia palustris</i>	Hårsärv	I	Zp		X	X				X	X					X								X						
<i>Zostera marina</i>	Älgräs	I	Zos				X																							
Chlorophyta																														
<i>Cladophora glomerata</i>	Grönslick	II	Clg	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X		X	X	X	X		X		X	X	X	X	X	
<i>Cladophora fracta</i>	Näckhår	II	Clf																								X			
<i>Enteromorpha intestinalis</i>	Tarmalg	II	Ei	X	X	X	X	X		X	X	X		X			X	X	X	X		X	X		X	X	X	X	X	
<i>Monostroma baltica</i>	Östersjösallad	II	Mono								X								X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Spongomorpha aeruginosa</i>	Liten filtukulle	?	Spon				X					X								X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Charophyta																														
<i>Chara aspera</i>	Borststrärfse	I	Ca	X	X	X				X		X		X	X		X	X								X				
<i>Chara baltica</i>	Grönsträrfse	I	Cb		X	X																								
<i>Tolypella nidifica</i>	Havsrufse	I	Tol		X	X		X	X								X													
Phaeophyta																														
<i>Chorda filum</i>	Sudare	II	Cho			X	X	X	X	X		X	X	X		X	X	X							X			X	X	
<i>Dictyosiphon chordaria</i>	Gyllenskägg	?	Dic							X																				
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	Smalskägg	II	Dif			X	X	X	X	X		X	X	X	X		X	X		X	X		X	X		X	X	X	X	
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	Molnslick	II	Ecto			X	X	X	X	X				X																
<i>Eudesme virescens</i>	Olivslemming	?	Eude							X																				
<i>Fucus vesiculosus</i>	Blåstång	I	Fv			X		X	X	X	X		X	X							X						X			
<i>Pilayella littoralis</i>	Trådslick	II	Pili			X	X	X		X		X	X		X		X	X					X							
<i>Stictyosiphon tortilis</i>	Krulltrassel	?	Sti							X				X													X			
<i>Sphacelaria arctica</i>	Ishavstofs	?	Spha						X	X																				
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	Korvsnöre	?	Scyt				X																							
Rhodophyta																														
<i>Ceramium tenuicorne</i>	Ullsläke	II	Cera			X	X	X		X			X	X										X			X	X		
<i>Hildenbrandia rubra</i>	Havshildenbrandia	?	Hild	X	X	X	X	X		X	X	X		X	X								X							
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	Violettslick	II	Pofi								X					X														
Arter totalt i denna undersökning 2007				10	12	16	12	13	12	16	12	10	8	11	10	9	6	7	11	6	9	7	4	7	10	4	7	8	8	8
Arter totalt år 2004 (Scheinin & Söderström 2005)				5	7	12	13	15	17																					
Transektens max djup				2,7	4,5	3	3,7	4	6	3,5	4	4	3	3,9	3	3,7	3,7	2,5	3	2,9	3	2	3	3,2	5	3,2	5,2	6	5	6,7
Andel mjukbotten i %				52	81	57	25	58	66	6,4	67	41	26	67	56	79	88	77	73	87	94	78	84	87	85	88	88	94	76	77,2
Andel hårbotten i %				29	2	12	50	25	12	63	21	19	8,9	12	12	18	9,7	20	23	7,6	6	6,4	6,4	13	15	6,4	10	6,2	17	16,2

Forskningsrapporter från Husö biologiska station:

No 107 2002 KÅLL, S.: Undersökning av miljöeffekter av fiskodlingar (Andersö och Järsö) under avveckling. (*Monitoring of environmental effects of fish farms [Andersö and Järsö] under closure*)

No 108 2002 SUOMALAINEN, K.: Utvecklande av monitoring för trådformiga alger (*Developing monitoring of filamentous algae*)

No 109 2003 SUOMALAINEN, K.: Inverkan av vägbankar på vattenmiljön – uppföljande studier (*The effects of road embankments on the water environment – a follow up study*)

No 110 2004 VILLNÄS, A.: Återhämtning av vattenmiljön efter avvecklandet av fiskodlingar (Andersö och Järsö). (*Recovery of the aquatic environment following the termination of fish farms [Andersö and Järsö]*)

No 111 2004 JÄRVINEN, M. M. BORGMÄSTARS & S. WISTBACKA: Fisksamhällets sammansättning längs en skärgårdsgradient på NW Åland. (*The structure of fish communities along an archipelago gradient in NW Åland*)

No 112 2005 SCHEININ, M. & S. SÖDERSTRÖM: Kartering av vattenlevande makrofytter längs två inner-ytterskärgårdsgradients på nordvästra och sydöstra Åland (*A mapping of aquatic macrophytes along two inner-outer-archipelago gradients in the North-Western and South-Eastern Åland*)

No 113 2005 JÄRVINEN, M.: Förekomst av adult fisk i grunda havsvikar på Åland (*A survey on adult fish in shallow bays of Åland*)

No 114 2005 NYGÅRD, H.: Fisksamhällets tillstånd på Kökar, SE Åland. (*The state of the fish community on Kökar, SE Åland*)

No 115 2006 MÄENSIVU, M.: Testning av parametrar (klorofyll-a och djuputbredning av blåstång, *Fucus vesiculosus*) för beskrivning av biologiska kvalitetsfaktorer enligt EU:s ramdirektiv för vatten [*Testing the parameters (chlorophyll-a and depth distribution of bladder wrack, Fucus vesiculosus) for describing the Biological Quality Elements according to the EU Water Framework Directive*]

No 116 2007 AHLBECK, I.: Kartering av fiskbestånd på Föglö, SE Åland. (*Survey of fish stocks on Föglö, SE Åland*).

No 117 2007 NYGÅRD, H.: Bottenfaunan och hydrografin i den åländska ytterskärgården sommaren 2006. (*The benthic fauna and hydrography in the outer archipelago zone of Åland Islands in the summer of 2006*).

No 118 2007 KOHONEN, T. & J. MATTILA (red.): Mesoskaliga vattenkvalitetsmodeller som stöd för beslutsfattande i skärgårdsregionerna Åboland-Åland-Stockholm, BEVIS- slutrapport. (*Mesoscale water quality models as support for decision making in the archipelagos of Turku, Åland and Stockholm, BEVIS final report*).

No 119 2007 PUNTILA, R.: Basinventering av potentiellt viktiga *Chara*-vikar på norra Åland. (*Fundamental research of potentially important Chara-bays in northern Åland*)

No 120 2007 MUSTAMÄKI, N. & I. AHLBECK: Fisk- och kräftbestånden i fem åländska sjöar sommaren 2007. Vargsundet, Markusbölefjärden, Långsjön, Östra Kyrksundet och Västra Kyrksundet. (*Fish and crayfish stocks in five lakes in the Åland Islands in the summer of 2007*)

No 121 2008 SÖDERSTRÖM, S.: Test av klassificeringsmetoder för Ålands kustvatten enligt EU:s ramdirektiv för vatten – Klorofyll-a och mjukbottenvegetation. (*Testing of classification methods for coastal waters at Åland Islands according to the EU Water Framework Directive – Chlorophyll-a and soft-bottom vegetation*) (Detta nummer, present no.)

ISSN 0787-5460
ISBN: 978-952-12-2039-5

Åbo 2008
Åbo Akademis tryckeri